

Évaluation de modèles de transport des pesticides pour le développement de normes de performance agro-environnementale atteignables (NPA) à l'échelle des bassins versants

Rapport final

Centre Saint-Laurent (CSL) – Environnement Canada (EC)

Préparé par :

Alain N. Rousseau, Ph.D., ing.
Pierre Lafrance, D. d'État Sc. Phys.
Renaud Quilbé, D.Sc.
Stéphane Savary, M.Sc.
Mauro Sulis, Étudiant Ph.D.
Emmanuelle Caron, Étudiante M.Sc.

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

Rapport N° R-786F

31 mars 2006

© Alain N. Rousseau, 2006

ISBN : 2-89146-331-5

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	1
1..INTRODUCTION	1
1.1 CONTEXTE	1
1.2 OBJECTIFS.....	1
1.3 ORGANISATION.....	2
2..MÉTHODE GÉNÉRALE ET DONNÉES REQUISES POUR L'APPLICATION DES MODÈLES.....	5
2.1 MÉTHODE GÉNÉRALE	5
2.1.1 Données requises.....	7
2.2 APPLICATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE	7
2.2.1 Présentation du bassin versant	7
2.2.2 Disponibilité des données	8
3..COLLECTE ET CLASSIFICATION DES DONNÉES SUR LES PESTICIDES	11
3.1 CONCENTRATIONS EN PESTICIDES DANS LES RIVIÈRES BEAURIVAGE ET CHAUDIÈRE.....	11
3.2 IDENTIFICATION DES PRATIQUES CULTURALES LIÉES AUX PESTICIDES	12
3.3 IDENTIFICATION DE PESTICIDES PRIORITAIRES POUR EC ET POUR L'ARLA.....	13
3.3.1 Pesticides prioritaires pour EC.....	13
3.3.2 Pesticides prioritaires pour l'ARLA	14

3.4	CLASSIFICATION DES PESTICIDES POUR L'ÉLABORATION DES NPA.....	14
3.4.1	Catégories et intérêts des groupes de pesticides.....	14
3.4.1.1	<i>Catégories.....</i>	15
3.4.1.2	<i>Propriétés clés.....</i>	15
3.4.1.3	<i>Utilisation en agriculture.....</i>	15
3.4.1.4	<i>Occurrence dans l'environnement.....</i>	16
3.4.2	Approche de classification proposée pour la détermination des NPA.....	17
3.4.3	Critères de classification des pesticides.....	18
3.4.3.1	<i>Représentations graphiques de la distribution des valeurs des caractéristiques des pesticides.....</i>	20
3.4.3.2	<i>Élaboration de classes de pesticides selon les caractéristiques bio-physico-chimiques.....</i>	27
3.4.3.3	<i>Proposition de classes de valeurs de sorption (K_{oc}) pour les pesticides.....</i>	31
3.4.3.4	<i>Proposition de classes de valeurs de demi-vie ($t_{1/2}$) pour les pesticides.....</i>	32
3.4.3.5	<i>Proposition de classes de valeurs de sorption (K_{oc}) et de demi-vie pour les pesticides.....</i>	33
3.4.3.6	<i>Proposition de classes de valeurs pour des catégories de pesticide-cibles.....</i>	34
3.5	SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES.....	36
4..	APPLICATION DES MODÈLES.....	39
4.1	BASINS/HSPF.....	39
4.1.1	Présentation générale.....	39
4.1.1.1	<i>Outils d'analyse et de caractérisation environnementale.....</i>	42
4.1.1.2	<i>Modèles de transport de polluants.....</i>	43
4.1.2	Données requises par BASINS.....	44
4.1.3	Constitution de la base de données.....	46

4.1.4	Application et calage du modèle hydrologique de HSPF	46
4.1.5	Application et calage du modèle d'érosion de HSPF	48
4.1.6	Application et calage du modèle de transport de pesticides de HSPF	49
4.1.6.1	<i>Application du modèle</i>	49
4.1.6.2	<i>Scénario de gestion</i>	50
4.1.6.3	<i>Résultats</i>	51
4.2	SWAT	54
4.2.1	Présentation générale	54
4.2.2	Constitution de la base de données	55
4.2.3	Application et calage du modèle hydrologique	55
4.2.4	Application et calage du modèle d'érosion et transport des sédiments.....	57
4.2.5	Application et calage du modèle de transport des pesticides	59
4.3	GIBSI	64
4.3.1	Présentation générale	64
4.3.2	Données requises spécifiques pour les modèles de GIBSI	66
4.3.3	Constitution de la base de données	66
4.3.4	Application et calage du modèle hydrologique	66
4.3.5	Application et calage du modèle d'érosion	67
4.3.6	Application et calage du modèle de transport des pesticides	70
4.3.6.1	<i>Présentation</i>	70
4.3.6.2	<i>Adaptation du modèle</i>	71
4.3.6.3	<i>Définition des scénarios de simulation</i>	72
4.3.6.4	<i>Résultats pour l'Atrazine</i>	73

4.4	SYNTHÈSE ET COMPARAISON DES TROIS MODÈLES.....	77
4.4.1	Procédure d'implantation sur un bassin versant.....	77
4.4.2	Résultats de simulation.....	78
4.4.2.1	<i>Hydrologie</i>	78
4.4.2.2	<i>Érosion</i>	79
4.4.2.3	<i>Pesticides</i>	79
4.4.3	Définition de scénarios de pratiques agricoles pour évaluer l'effet de PGB et déterminer les NPA.....	80
4.4.4	Autres points de comparaison.....	81
4.4.5	Recommandations.....	82
5..	DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE POUR DÉTERMINER LES NPA À L'AIDE DES MODÈLES.....	85
5.1	CONTEXTE.....	85
5.2	COURBES DE FRÉQUENCE CUMULÉE.....	85
5.2.1	Notion de probabilité de dépassement.....	88
5.3	DÉTERMINATION DU NPA.....	89
5.3.1	Détermination de la gamme de valeurs possibles pour le NPA.....	89
5.3.1.1	<i>Détermination du NPA en fonction du NPI</i>	90
5.3.1.2	<i>Détermination du NPA indépendamment du NPI</i>	90
5.3.2	Lien avec l'impact écotoxicologique.....	92
5.3.3	Extension à la détermination de valeurs de NPA intermédiaires.....	94
5.4	CONCLUSION ET PROCHAINES ÉTAPES.....	94
6..	CAS D'APPLICATION : DÉTERMINATION DE NPA SUR LE SOUS-BASSIN DE LA RIVIÈRE BEURIVAGE.....	99
6.1	LES PESTICIDES CONSIDÉRÉS.....	99

6.2	MÉTHODE GÉNÉRALE ET SCÉNARIOS DE SIMULATION	100
6.2.1	Années de simulation.....	100
6.2.2	Les scénarios agricoles.....	100
6.2.3	Période retenue pour la détermination des NPA.....	101
6.2.4	Lieu d'analyse	101
6.2.5	Méthode.....	101
6.3	UTILISATION DE SWAT	101
6.3.1	Atrazine.....	104
6.3.2	Métolachlor.....	109
6.3.3	MCPB.....	113
6.4	UTILISATION DE GIBSI.....	117
6.4.1	Atrazine.....	117
6.4.2	MCPB.....	119
6.5	DISCUSSION.....	120
7..	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	123
8..	COORDINATION DES ACTIVITÉS ET PROMOTION DU PROJET.....	131
8.1	ÉQUIPE DE TRAVAIL.....	131
8.2	ÉCHÉANCIER.....	131
8.3	COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	133
8.3.1	Rapports.....	133
8.3.2	Articles	133
8.3.3	Présentations orales.....	133
8.4	COMPTES RENDUS DE RÉUNIONS.....	134
9..	RÉFÉRENCES	135

ANNEXE A. SUIVIS DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES.....	143
A.1 SUIVIS DE 1996 ET 1997 (MEF).....	143
A.1.1. Cultures sur le sous-bassin versant de la Beaurivage en 1996-1997.....	143
A.1.2. Méthode.....	144
A.1.3. Résultats et conclusion	145
A.2 SUIVI DE 2005 (LAFRANCE ET CARON, INRS-ETE, 2005).....	147
A.2.1. Méthode.....	147
A.2.2. Résultats.....	148
A.2.3. Calcul des charges exportées.....	150
A.3 SIMILITUDES ENTRE LES DEUX ÉTUDES DE SUIVI (MEF 1996-1997 ET INRS-ETE 2005)	152
ANNEXE B. ENQUÊTE SUR LES PRATIQUES AGRICOLES	157
B.1 PRATIQUES PHYTOSANITAIRES.....	157
B.1.1. Enquête auprès du Club de Fertilisation de la Beauce.....	157
B.1.2. Enquête auprès de Ferti-Conseil Rive Sud.....	158
B.1.3. Enquête auprès de Fertior.....	159
B.1.4. Conclusions sur les pratiques.....	160
B.2 ENQUÊTE SUR LES PGB.....	163
ANNEXE C. COMPTE RENDU DE LA RENCONTRE AVEC LE CLUB DE FERTILISATION DE LA BEAUCE.....	167
ANNEXE D. QUESTIONNAIRE SUR LES PRATIQUES AGRICOLES ET PHYTOSANITAIRES.....	177
ANNEXE E. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET APPLICATION DE BASINS/HSPF	183
E.1 CONSTITUTION DES BASES DE DONNÉES	183

E.1.1.	Intégration des couches d'information	183
E.1.2.	Digitalisation automatique du bassin versant.....	188
E.2	APPLICATION DU MODÈLE HSPF	190
E.2.1.	Informations générales du modèle HSPF	196
E.2.2.	Applications liées au calage hydrologique du modèle HSPF.....	199
E.2.3.	Module d'application du comportement des pesticides du modèle HSPF.....	236
ANNEXE F. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET		
	APPLICATION DE SWAT	261
F.1	CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES POUR LE BASSIN	
	VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE.....	261
F.1.1.	Intégration des couches d'informations	261
F.1.2.	Digitalisation automatique du bassin versant.....	267
F.2	CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES POUR LE BASSIN	
	DE LA RIVIÈRE BEAURIVAGE	271
F.2.1.	Intégration des couches d'informations	271
F.2.2.	Digitalisation automatique du bassin versant.....	275
F.2.3.	Détermination des unités de réponse hydrologique	278
F.2.4.	Intégration des données météorologiques.....	279
F.3	APPLICATION ET CALAGE DU MODÈLE HYDROLOGIQUE SUR	
	LE BASSIN DE LA BEAURIVAGE	281
F.3.1.	Base de données hydrologiques	281
F.3.2.	Statistiques de performance du modèle.....	282
F.3.3.	Calage.....	284
F.3.4.	Modèle d'érosion et transport des sédiments	307
F.3.5.	Module d'application du comportement des pesticides du modèle SWAT	315

ANNEXE G. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET APPLICATION DE GIBSI.....	327
G.1 CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES	327
G.1.1. Intégration des données spatiales et attributs à la base de données de GIBSI.....	327
G.1.2. Découpage et digitalisation du bassin.....	330
G.1.3. Application et calage du modèle hydrologique	335
G.1.4. Application et calage du modèle d'érosion	335
G.1.5. Application et calage du modèle de transport de pesticides	341
ANNEXE H. COMPTE RENDU DE RÉUNIONS	343
H.1 RÉUNION DU 13 DÉCEMBRE 2005	343
H.2 RÉUNION DU 8 MAI 2006	349

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 :	Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant.....	6
Figure 2.2 :	Localisation du bassin versant de la rivière Chaudière	8
Figure 3.1.	Représentation 3D des valeurs de la solubilité (mg/L), de la sorption (K_{oc} , mL/g) et de la demi-vie (jour) pour 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). Notes : « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	21
Figure 3.2	Distributions (courbes en bleu) et fréquences cumulées (courbes en rose) des propriétés physico-chimiques pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996) : (a) la demi-vie, $t_{1/2}$ en jours; (b) la sorption sur le sol, K_{oc} , en mL/g; et (c) la solubilité dans l'eau, S_w , en mg/L.....	23
Figure 3.3 :	Répartition logarithmique des valeurs de la sorption (K_{oc} , mL/g) et de la demi-vie (jour) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	25
Figure 3.4 :	Répartition logarithmique des valeurs de solubilité (mg/L) et de la demi-vie (jour) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	26

Figure 3.5 :	Répartition logarithmique des valeurs de la solubilité (mg/L) et de la sorption (K_{oc} , mL/g) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	27
Figure 3.6:	Classification (en 6 classes) des 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	29
Figure 3.7 :	Classification (en 9 classes) des 340 pesticides (banque de données de Hornsby <i>et al.</i> , 1996). « <i>Top 28 pesticides</i> » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, excepté le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i>	33
Figure 4.1 :	Représentation sommaire des composantes du système BASINS.....	41
Figure 4.2 :	Interface principale du modèle BASINS	42
Figure 4.3 :	Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (1 ^{er} mai 1990 - 30 avril 1991)	46
Figure 4.4 :	Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (juin et juillet 1996).....	47
Figure 4.5 :	Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (juin et juillet 1997).....	48
Figure 4.6 :	Comparaison des charges en sédiments simulées (HSPF), estimées et mesurées.....	49
Figure 4.7:	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (HSPF) et mesurées (1996).....	51
Figure 4.8 :	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (HSPF) et mesurées (1997).....	52

Figure 4.9 :	Quantité d'Atrazine simulée (HSPF) dans l'horizon de surface du sol (1996)	53
Figure 4.10 :	Quantité d'Atrazine simulée (HSPF) dans l'horizon de surface du sol (1997).....	53
Figure 4.11 :	Séries journalières des débits mesurés et simulés (SWAT) pour les années 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).....	56
Figure 4.12 :	Comparaison des débits simulés (SWAT) et mesurés (juin et juillet 1996)	57
Figure 4.13 :	Comparaison des charges en sédiments simulées (SWAT), estimées et mesurées (1996-97).....	58
Figure 4.14 :	Comparaison des concentrations en sédiments simulées (SWAT), estimées et mesurées (1996-97).....	58
Figure 4.15 :	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1996).....	61
Figure 4.16 :	Comparaison des charges d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1996).....	61
Figure 4.17 :	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1997).....	62
Figure 4.18 :	Comparaison des charges d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1997).....	62
Figure 4.19 :	Représentation schématique du fonctionnement général de GIBSI.....	65
Figure 4.20 :	Résultat du calage et de la validation de HYDROTEL sur plusieurs sous bassins du bassin versant de la rivière Chaudière.....	67
Figure 4.21 :	Comparaison des charges journalières simulées (GIBSI) et observées pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)	69
Figure 4.22 :	Comparaison des charges journalières simulées (GIBSI) et observées avec une échelle logarithmique pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644).....	70
Figure 4.23 :	Processus simulés par le modèle pesticide de GIBSI	71

Figure 4.24 :	Interface usager pour la spécification des cultures des systèmes de rotation et des dates des pratiques culturales.	73
Figure 4.25 :	Comparaison des concentrations en Atrazine mesurées et simulées (GIBSI) à l'exutoire de la rivière Beurivage en considérant une application de 0.65 kg/ha répartie aléatoirement entre le 1 ^{er} et le 15 juin 1996 (les jours sans pluie) pour l'occupation de maïs sur le bassin versant. Les différentes courbes correspondent à différentes répartitions aléatoires des cultures et des dates d'application. Les précipitations sont indiquées par l'histogramme.	75
Figure 5.1 :	Différentes représentations des courbes de fréquence cumulée	86
Figure 5.2 :	Effet du bassin versant sur les courbes de fréquence cumulée	87
Figure 5.3 :	Effet des scénarios de gestion sur les courbes de fréquence cumulée.....	88
Figure 5.4 :	Détermination de la probabilité de dépassement d'une valeur seuil de concentration	89
Figure 5.5 :	Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer le NPA en fonction du NPI	90
Figure 5.6 :	Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer le NPA indépendamment du NPI.....	91
Figure 5.7 :	Détermination de différentes valeurs statistiques à partir des courbes de fréquence cumulée.....	92
Figure 5.8 :	Distribution de sensibilité des espèces pour le permethrin (source : CANTOX Environmental, 2005).....	93
Figure 5.9 :	Courbes de fréquence cumulée pour chaque étape de la mise en place des PGB.....	94
Figure 5.10 :	Schématisation de l'approche proposée pour la détermination des NPA (dans ce cas, le NPA est déterminé indépendamment du NPI)	96
Figure 5.11 :	Exemple de carte qui pourrait représenter les NPA selon un code de couleur pour les tronçons de rivière d'un bassin versant.	97

Figure 6.1 :	Caractéristiques physico-chimiques des trois pesticides considérés en comparaison avec l'ensemble des 340 pesticides de Hornsby <i>et al.</i> , 1996	99
Figure 6.2 :	Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Beaurivage (SWAT)	103
Figure 6.3 :	Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Bras d'Henri (SWAT)	104
Figure 6.4 :	Impact des PGB sur l'Atrazine (bassin versant de la Beaurivage) (SWAT).....	105
Figure 6.5 :	Impact des PGB sur l'Atrazine (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT)	107
Figure 6.6 :	Impact des PGB sur le Métolachlor (bassin versant de la Beaurivage) (SWAT).....	109
Figure 6.7 :	Impact des PGB sur le Métolachlor (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT).....	111
Figure 6.8 :	Impact des PGB sur le MCPB (bassin versant de la Beaurivage) (SWAT)	113
Figure 6.9 :	Impact des PGB sur le MCPB (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT).....	115
Figure 6.10 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en Atrazine proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage (tronçon 1644). Cumul des 15 simulations (5 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année) (GIBSI)	118
Figure 6.11 :	Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en MCPB proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage (tronçon 1644). Cumul des 15 simulations (5 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année).....	119
Figure 8.1 :	Échéancier du projet.....	132
Figure A.1 :	Répartition du territoire cultivé sur le sous-bassin versant de la rivière Beaurivage en 1996 (d'après Bédard <i>et al.</i> , 1997 selon Giroux, 1998).....	143
Figure A.2 :	Localisation de la station d'échantillonnage de St-Étienne-de-Lauzon (en rouge).....	144
Figure A.3 :	Concentrations d'Atrazine (en bleu) et de Métolachlor (en rose) à St-Étienne-de-Lauzon en 1996 (selon les données de Giroux, 1998).	

	CVA (en rouge) : critère pour la protection de la vie aquatique pour l'Atrazine.....	146
Figure A.4 :	Localisation de la station d'échantillonnage à St-Gilles (en rouge) et St-Narcisse de Neubois (en bleu).....	147
Figure A.5 :	Concentrations d'Atrazine et de Métolachlor à St-Gilles en 2005 (Lafrance et Caron, 2005).....	149
Figure A.6 :	Concentrations d'Atrazine et de Métolachlor à St-Narcisse en 2005 (Lafrance et Caron, 2005).....	149
Figure B.1 :	Évolution des ventes de matières actives de pesticides et de l'indice de pression sur les superficies en cultures annuelles au Québec de 1992 à 2000 (source : BPR, 2005).....	164
Figure E.1 :	Intégration du bassin versant de la rivière Chaudière au système BASINS.....	184
Figure E.2 :	Carte de sols (a) et de l'occupation des sols (b) du bassin versant de la Chaudière obtenues avec BASINS	185
Figure E.3 :	Représentation a) des stations de mesures et d'observation de la qualité de l'eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques.....	186
Figure E.4 :	Sources ponctuelles de rejets et polluants.....	187
Figure E.5 :	Délimitation automatique du secteur d'étude	188
Figure E.6 :	Régénération automatique du réseau hydrographique.....	189
Figure E.7 :	Délimitation automatique du bassin versant sélectionné.....	190
Figure E.8 :	Sélection de l'ensemble du sous bassin versant de la rivière Beaurivage.....	192
Figure E.9 :	Intégration du secteur d'étude sélectionné au modèle HSPF	195
Figure E.10 :	Période de simulation et fichiers météorologiques du modèle HSPF	196
Figure E.11 :	Applications utilisées pour les classes d'occupation du sol.....	197
Figure E.12 :	Applications utilisées pour chacun des tronçons.....	198

Figure E.13 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)	213
Figure E.14 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)	214
Figure E.15 : Comparaison des débits d'étiage simulés et mesurés.....	215
Figure E.16 : Comparaison des débits (50% de récurrence) simulés et mesurés.....	215
Figure E.17 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)	224
Figure E.18 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)	224
Figure E.19 : Comparaison des débits d'étiages simulés et mesurés	225
Figure E.20 : Comparaison des débits (50% de récurrence) simulés et mesurés	226
Figure E.21 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000).....	230
Figure E.22 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000)	230
Figure E.23 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés en période d'étiage (1990-2000).....	234
Figure E.24 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés en période d'étiage (1990-2000)	234
Figure E.25 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996)	235
Figure E.26 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997)	236
Figure E.27 : Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées.....	239
Figure E.28 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées	240
Figure E.29 : Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées.....	249
Figure E.30 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées	249

Figure E.31 :	Comparaison des concentrations d’Atrazine simulées et mesurées (1996).....	257
Figure E.32 :	Comparaison des concentrations d’Atrazine simulées et mesurées (1997).....	257
Figure E.33 :	Quantité d’Atrazine simulée dans l’horizon de surface du sol (1996).....	258
Figure E.34 :	Quantité d’Atrazine simulée dans l’horizon de surface du sol (1997)	259
Figure F.1 :	Intégration du bassin versant de la rivière Chaudière au modèle SWAT.....	262
Figure F.2 :	Carte d’occupation du sol du bassin versant de la rivière Chaudière avec SWAT.....	264
Figure F.3 :	Carte des sols du bassin versant de la rivière Chaudière avec SWAT	265
Figure F.4 :	Représentation a) des stations de mesures et d’observation de la qualité de l’eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques.....	266
Figure F.5 :	Sources ponctuelles de rejets et polluants.....	267
Figure F.6 :	Délimitation automatique du secteur d’étude	268
Figure F.7 :	Régénération automatique du réseau hydrographique.....	269
Figure F.8 :	Délimitation automatique du bassin versant sélectionné.....	270
Figure F.9 :	Intégration du secteur d’étude au système SWAT.....	271
Figure F.10 :	Carte d’occupation du sol du bassin versant de la rivière Beaurivage avec SWAT.....	272
Figure F.11 :	Carte des sols du bassin versant de la rivière Beaurivage avec SWAT	273
Figure F.12 :	Représentation a) des stations de mesures et d’observation de la qualité de l’eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques.....	274
Figure F.13 :	Sources ponctuelles de rejets et polluants.....	274
Figure F.14 :	Délimitation automatique du secteur d’étude	276
Figure F.15 :	Régénération automatique du réseau hydrographique.....	277

Figure F.16 :	Délimitation automatique du bassin versant sélectionné.....	278
Figure F.17 :	La composante de débit d'étiage obtenue avec les techniques manuelle et automatique de séparation pour les périodes janvier-février (a), mars avril (b), mai-octobre (c) et novembre-décembre (d).....	282
Figure F.18 :	Nuages de points des débits mesurés et simulés à la station hydrométrique en 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).....	288
Figure F.19 :	Séries journalières des débits mesurés et simulés pour les années 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).....	289
Figure F.20 :	Nuages de points des débits mesurés et simulés à la station hydrométrique en 1991 (a), 1992 (b), 1993 (c) et 1994 (d).....	290
Figure F.21 :	Séries journalières des débits mesurés et simulés pour les années 1991 (a), 1992 (b), 1993 (c) et 1994 (d).....	291
Figure F.22 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 1991).....	293
Figure F.23 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1991).....	294
Figure F.24 :	Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000).....	301
Figure F.25 :	Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000).....	301
Figure F.26 :	Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000).....	305
Figure F.27 :	Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000).....	305
Figure F.28 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996).....	306
Figure F.29 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997).....	307
Figure F.30 :	Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées.....	313
Figure F.31 :	Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées.....	313
Figure F.32 :	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1996).....	321
Figure F.33 :	Comparaison des charges d'Atrazine simulées et mesurées (1996).....	322

Figure F.34 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996)	322
Figure F.35 :	Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1997).....	323
Figure F.36 :	Comparaison des charges d'Atrazine simulées et mesurées (1997).....	323
Figure F.37 :	Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997)	324
Figure G.1 :	Localisation des stations hydrométriques, des stations qualité et des stations météorologiques	328
Figure G.2 :	Représentation de l'occupation du sol avec GIBSI.....	329
Figure G.3 :	Représentation du modèle numérique d'altitude (MNA) et du réseau hydrographique avec GIBSI	330
Figure G.4 :	Découpage spatial : (a) bassin versant, (b) bassin versant constitué de plusieurs USS, (c) une USS, (d) représentation d'une USS numérisée, (e) schéma d'écoulement de surface d'une USS et (f) occupations du sol d'une USS	332
Figure G.5 :	Exemple de discrétisation d'une partie du bassin versant en USS (en jaune) et en tronçons de rivière (en bleu).....	333
Figure G.6 :	Discrétisation du bassin versant de la rivière Chaudière en USS par PHYSITEL.....	334
Figure G.7 :	Visualisation des données mesurées (en bleu) et simulées (en rouge) de débit dans GIBSI.....	335
Figure G.8 :	Comparaison des charges journalières simulées et observées pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644).....	340
Figure G.9 :	Comparaison des charges journalières simulées et observées avec une échelle logarithmique pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)	340

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Inventaire des données requises pour l'implantation et l'application des modèles de transport de pesticides et disponibilité sur le bassin versant de la rivière Chaudière	9
Tableau 3.1 : Pesticides parmi les 50 d'EC absents de Hornsby <i>et al.</i> (1996)	19
Tableau 3.2 : Classification de pesticides selon leurs caractéristiques de sorption et de demi-vie (à partir de la Figure 3.3).....	28
Tableau 4.1 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières de sédiments sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beaurivage (en kg/ha)	68
Tableau 6.1 : Quantile 90 des concentrations détaillées d'Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT).....	106
Tableau 6.2 : Comparaison des charges d'Atrazine appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)	107
Tableau 6.3 : Quantile 90 des concentrations détaillées d'Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)	108
Tableau 6.4 : Comparaison des charges d'Atrazine appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT).....	109
Tableau 6.5 : Quantile 90 des concentrations détaillées de Métolachlor (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT).....	110
Tableau 6.6 : Comparaison des charges de Métolachlor appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)	111
Tableau 6.7 : Quantile 90 des concentrations détaillées de Métolachlor (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)	112
Tableau 6.8 : Comparaison des charges de Métolachlor appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT).....	113

Tableau 6.9 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)	114
Tableau 6.10 : Comparaison des charges de MCPB appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT).....	115
Tableau 6.11 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT).....	116
Tableau 6.12 : Comparaison des charges de MCPB appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT).....	117
Tableau 6.13 : Quantile 90 des concentrations détaillées d'Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (GIBSI).....	119
Tableau 6.14 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (GIBSI).....	120
Tableau 6.15 : Quantile 90 (Q90) des concentrations d'Atrazine en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage à l'aide de SWAT et GIBSI.....	120
Tableau 6.16 : Quantile 90 (Q90) des concentrations de MCPB en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage à l'aide de SWAT et GIBSI.....	121
Tableau A.1 : Résultats du suivi du MEF de 1996 sur la Rivière Beaurivage (Giroux, 1998). Concentrations mesurées en pesticides ($\mu\text{g/L}$).....	153
Tableau A.2 : Résultats du suivi du MEF de 1997 sur la Rivière Beaurivage (Giroux, 1998). Concentrations mesurées en pesticides ($\mu\text{g/L}$).....	154
Tableau A.3 : Résultats du suivi de l'INRS-ETE de 2005 sur le ruisseau du Bras d'Henri (Lafrance et Caron, 2005). Concentrations des herbicides Atrazine, Métolachlor et DEA aux deux sites d'échantillonnage ($\mu\text{g/L}$).....	155
Tableau B.1 : Principaux produits recommandés par le Club de Fertilisation de la Beauce pour les années 1996, 1997 et 2005.....	158
Tableau B.2 : Principaux produits recommandés par Ferti-Conseil Rive Sud en 2005 (les taux indiqués proviennent des étiquettes des produits).....	159

Tableau B.3 : Résumé des pratiques probables sur le bassin de la rivière Beaurivage en 1996-1997 et 2005.....	161
Tableau E.1 : Reclassification de l'occupation du sol	191
Tableau E.2 : Description des paramètres de l'application SNOWFG.....	201
Tableau E.3 : Description des paramètres de l'application PWATER.....	206
Tableau E.4 : Description des paramètres descriptifs des horizons du sol.....	207
Tableau E.5 : Description des paramètres descriptifs des cultures.....	208
Tableau E.6 : Description du nombre et des dates des cultures.....	209
Tableau E.7 : Fraction de la durée des cultures pour chaque stade de croissance.....	209
Tableau E.8 : Fraction d'épuisement de la quantité d'eau ne contrevenant au rendement de chaque stade de croissance	210
Tableau E.9 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de calage.....	217
Tableau E.10 : Paramètres statistiques pour les périodes d'étiages de calage.....	218
Tableau E.11 : Paramètres de calage du bilan hydrique.....	222
Tableau E.12 : Paramètres de calage de l'écoulement de base.....	222
Tableau E.13 : Paramètres de calage des écoulements latéral et de surface	223
Tableau E.14 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de calage.....	227
Tableau E.15 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de validation.....	228
Tableau E.16 : Résumé statistique pour la totalité de la période de simulation	229
Tableau E.17 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période d'étiage de calage	231
Tableau E.18 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période d'étiage de validation.....	232
Tableau E.19 : Résumé statistique pour la totalité de la période d'étiage de simulation.....	233
Tableau E.20 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées	241

Tableau E.21 : Paramètres descriptifs du comportement des sédiments	243
Tableau E.22 : Paramètres descriptifs du comportement des sédiments dans les tronçons	246
Tableau E.23 : Paramètres de calage du détachement des sédiments	247
Tableau E.24 : Paramètres de calage du transport des sédiments à la surface du sol.....	247
Tableau E.25 : Paramètres de calage des particules de sable dans les tronçons	248
Tableau E.26 : Paramètres de calage des particules de silt dans les tronçons.....	248
Tableau E.27 : Paramètres de calage des particules d'argile dans les tronçons.....	248
Tableau E.28 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées	250
Tableau E.29 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine	253
Tableau F.1 : Reclassification de l'occupation du sol sur le bassin versant de la rivière Chaudière.....	263
Tableau F.2 : Reclassification de l'occupation du sol sur le bassin versant de la rivière Beaurivage.....	272
Tableau F.3 : Erreur relative annuelle sur la période de calibration pour la lame d'eau totale, le débit de pointe et le débit d'étiage.	285
Tableau F.4 : Indice de Nash-Sutcliffe pour les périodes de calibration et de validation.....	286
Tableau F.5 : Erreur relative annuelle sur la période de validation pour la lame d'eau totale, le débit de pointe et le débit d'étiage.	287
Tableau F.6 : Description du nombre et des dates des cultures	292
Tableau F.7 : Valeur de « <i>Curve Number</i> ».....	297
Tableau F.8 : Paramètres de calage de l'écoulement de surface.....	298
Tableau F.9 : Paramètres de calage de l'écoulement de base	298
Tableau F.10 : Paramètres statistiques pour la période du 1 ^{er} mai 1990 au 30 avril 1995.....	299
Tableau F.11 : Paramètres statistiques pour la période du 1 ^{er} mai 1995 au 30 avril 2000.....	299

Tableau F.12 : Résumé statistique pour la totalité de la période de simulation	300
Tableau F.13 : Paramètres statistiques pour les périodes d'étiage pour les années 1990 à 1995.....	302
Tableau F.14 : Paramètres statistiques pour les périodes d'étiage pour les années 1995 à 2000.....	303
Tableau F.15 : Résumé statistique pour la totalité des périodes d'étiage de simulation.....	304
Tableau F.16 : Valeurs moyenne du paramètre USLE_K.....	309
Tableau F.17 : Valeur des paramètres USLE_C et USLE_P « <i>Curve Number</i> ».....	310
Tableau F.18 : Valeur des paramètres de transport des sédiments	311
Tableau F.19 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées.....	314
Tableau F.20 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine	318
Tableau F.21 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine	320
Tableau G.1 : Paramètres de calage du modèle d'érosion. Les paramètres surlignés en jaune sont les paramètres empiriques pouvant être ajustés pour le calage.	338
Tableau G.2 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières de sédiments sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beurivage (en kg/ha) ...	339
Tableau G.3 : Critères statistiques du calage du modèle d'érosion de GIBSI à l'exutoire de la Beurivage sur l'année 1989	341

LISTE DES SIGLES

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
ACR	Acute-to-Chronic Ratio
APPLES	A Pesticide Priority Listing Evaluation System
ARLA	Agence de Réglementation pour la Lutte Antiparasitaire
BASINS	Better Assessment Science Integration point and Nonpoint Sources
CE₁₀	Concentration à laquelle 10% de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
CL₅₀	Concentration létale pour 50% de la population exposée
DEA	DééthylAtrazine
DL₅₀	Dose létale pour 50% de la population exposée
EC	Environnement Canada
GIBSI	Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé
HRU	Hydrological Response Unit
HSPF	Hydrological Simulation Program – Fortran
INÉNA	Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales
INRS-ETE	Institut Nationale de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV	Ministère de l'Environnement du Québec
MNA	Modèle Numérique d'Altitude
NOEC	No Observed Effect Concentration
NOEL	No Observed Effect Level
NPA	Norme de Performance Agro-environnementale Atteignable
NPI	Norme de Performance Agro-environnementale Idéale
PGB	Pratiques de Gestion Bénéfique

Q90	quantile 90 (probabilité de dépassement de 10%)
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SIG	Système d'Information Géographique
SWAT	Soil Water Assessment Tool
UHRH	Unité Hydrologique Relativement Homogène
UPA	Union des Producteurs Agricoles
URH	Unité de Réponse Hydrologique
USLE	Universal Soil Loss Equation
USS	Unité Spatiale de Simulation
WEBs	Watershed Evaluation of Best Management Practices

REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier le Club de Fertilisation de la Beauce (M. Brisebois), Fertior, le Club Ferti-Conseil Rive-Sud ainsi que Mme Annie Goudreau du MAPAQ pour leurs excellentes collaborations. Merci aussi à MM Pierre-Yves Caux et Paul Jiapizian d'Environnement Canada pour leurs communications et informations justes et pertinentes.

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Dans le cadre de l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INÉNA) menée par Environnement Canada (EC), des normes de performances agro-environnementales idéales (NPI) et atteignables (NPA) doivent être définies pour servir de cadre de référence pour le secteur agricole. Ces normes permettront de jauger la performance environnementale de ce secteur et orienter les actions pour l'améliorer, notamment pour guider la mise en œuvre et le développement de pratiques de gestion bénéfiques (PGB¹). Les NPI correspondent à un niveau de concentration qui permet de protéger un certain pourcentage des espèces présentes dans un milieu aquatique selon des courbes doses-réponses spécifiques à un groupe de pesticides, tandis que les NPA correspondent à un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles, et doivent être définis à l'aide d'outils de modélisation.

La première phase de ce projet (Rousseau *et al.*, 2005a) a permis de faire un inventaire des modèles existants de transport de pesticides à l'échelle des bassins versants et de sélectionner, à l'aide d'une analyse multicritère, trois modèles pertinents aux besoins de l'étude. Ces trois modèles sont BASINS, SWAT et GIBSI. À noter que BASINS comprend le modèle HSPF. Cette première sélection a été réalisée sur la base d'informations théoriques trouvées dans la littérature. Afin de mieux identifier et comparer les avantages et inconvénients de ces trois modèles, la deuxième phase de ce projet consiste à appliquer les trois modèles sélectionnés sur un bassin versant pilote.

1.2 OBJECTIFS

L'objectif principal de ce travail est de caractériser les conditions d'application d'un ou des modèles à l'étude pour définir les NPA à l'échelle pancanadienne. Pour cela, il s'agit de :

- (i) Appliquer les trois modèles sur le bassin versant de la rivière Chaudière;

¹ Les PGB sont les pratiques agricoles qui intègrent les connaissances et techniques agricoles les plus actuelles à propos de la conservation du sol, de la gestion des systèmes de cultures, des pesticides et de l'eau sans compromettre la productivité économique au niveau de la ferme.

- (ii) Comparer la performance des modèles pour simuler les concentrations en pesticides;
- (iii) Définir une méthode pour déterminer les NPA à l'aide de ces modèles;
- (iv) Développer les NPA pour des groupes de pesticides sur le bassin versant de la rivière Chaudière.

1.3 ORGANISATION

Ce rapport est structuré en huit chapitres (incluant ce chapitre d'introduction) et huit annexes :

- (i) Le chapitre 2 présente la procédure générale d'implantation des modèles, les données requises pour cet exercice et les données disponibles pour le bassin versant de la rivière Chaudière.
- (ii) Le chapitre 3 présente le travail de collecte et classification des données sur les pesticides, tout particulièrement les concentrations en pesticides dans les rivières Beauvage et Chaudière, l'identification des pratiques phytosanitaires, l'identification des pesticides prioritaires et une proposition de classification des pesticides pour les NPA.
- (iii) Le chapitre 4 présente les étapes d'application des trois modèles BASINS (HSPF), SWAT et GIBSI, les difficultés rencontrées, les résultats obtenus et une appréciation des modèles à utiliser pour la démonstration du cadre de travail proposé pour la détermination des NPA sur le bassin versant pilote.
- (iv) La méthode proposée pour la détermination des NPA est présentée dans le chapitre 5.
- (v) Le chapitre 6 présente l'application de cette méthode pour trois pesticides (Atrazine, MCPB, et Métochlor) sur le bassin versant de la rivière Beauvage, un sous-bassin de la Chaudière.
- (vi) La conclusion qui fait l'objet du chapitre 7 permet de faire une synthèse du travail réalisé et des perspectives à considérer.
- (vii) Le chapitre 8 résume les activités de coordination et de promotion du projet.
- (viii) Plusieurs annexes (au nombre de huit) viennent par la suite appuyer le contenu de ces chapitres, en l'occurrence, aux niveaux : du suivi des concentrations en pesticides dans le bassin de la Beauvage (ANNEXE A), de l'enquête sur les pratiques phytosanitaires et les PGB (ANNEXES B, C et D), ainsi que de l'application de chacun des modèles (ANNEXES E, F et G).

À noter que ce rapport vient supplanter la version préliminaire du 31 mars dernier. Il présente l'ensemble du travail réalisé depuis le début du projet en Novembre 2005, en s'appuyant sur les éléments du rapport d'étape (Rousseau *et al.*, 2006).

2 MÉTHODE GÉNÉRALE ET DONNÉES REQUISES POUR L'APPLICATION DES MODÈLES

2.1 MÉTHODE GÉNÉRALE

La procédure générale pour appliquer un modèle distribué destiné à simuler le transport des pesticides sur un bassin versant comprend différentes étapes, schématisées à la Figure 2.1 :

- (i) Rassembler les informations et données nécessaires pour constituer la base de données (données spatiales vectorielles et matricielles par intégration des couches d'information géographiques avec le SIG approprié, données d'entrée, paramètres des modèles, paramètres de gestion, données mesurées de débits et de concentrations);
- (ii) Construire la base de données;
- (iii) Appliquer le modèle hydrologique;
- (iv) Caler et valider le modèle hydrologique à l'aide de données de débits mesurées;
- (v) Appliquer les modèles d'érosion et de transport des pesticides;
- (vi) Réaliser d'éventuelles adaptations des modèles utilisés en fonction des conditions d'application (exemple : prise en compte des PGB);
- (vii) Caler et valider les modèles d'érosion et de devenir de pesticides à l'aide de données de concentrations et de débits mesurés.

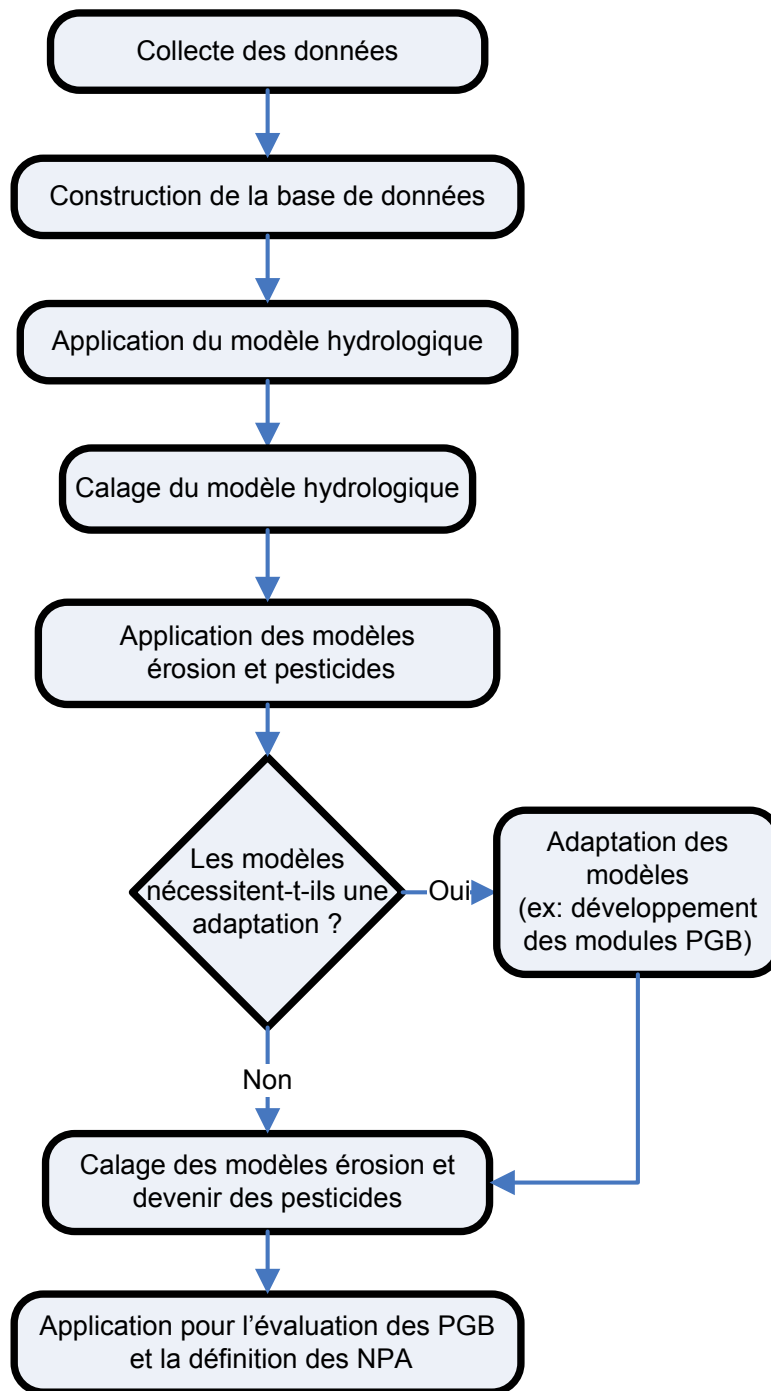


Figure 2.1 : Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant

2.1.1 Données requises

Les trois modèles sélectionnés sont relativement similaires et nécessitent les mêmes données de base pour leur implantation. Ces données sont présentées au Tableau 2.1. Leur disponibilité à l'échelle du Canada est décrite dans Rousseau *et al.* (2005).

2.2 APPLICATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

2.2.1 Présentation du bassin versant

Ce bassin versant a été choisi car la plupart des données nécessaires à l'application des modèles sont disponibles et ont déjà servi au développement et à l'application du modèle GIBSI (contribution antérieure majeure à l'actuel projet). Cela permet de gagner un temps précieux.

Le bassin versant de la rivière Chaudière est localisé au sud de la ville de Québec et couvre un territoire de 6 682 km². Selon des données de 1995, le territoire est dominé par la forêt (63%), tandis que les terres cultivées couvrent 17.4% de la superficie, avec principalement des cultures fourragères (82%). La population est d'environ 150 000 habitants.

La rivière Beaurivage est un affluent de la rivière Chaudière, et son bassin versant, d'une superficie de 718 km², est le plus agricole des sous-bassins du bassin de la Chaudière (30.1% de terres cultivées). C'est donc sur ce sous-bassin que l'étude va focaliser concernant l'acquisition de données de concentrations en pesticides et le calage des modèles. À l'intérieur de ce sous-bassin, le ruisseau du Bras d'Henri est particulièrement intéressant car il est équipé d'une station de mesure des débits et de la qualité de l'eau, et draine un petit bassin versant essentiellement agricole et sans rejets ponctuels qui pourraient fausser les mesures. Il fera donc l'objet lui aussi d'acquisition de données et de calage et/ou validation des modèles.

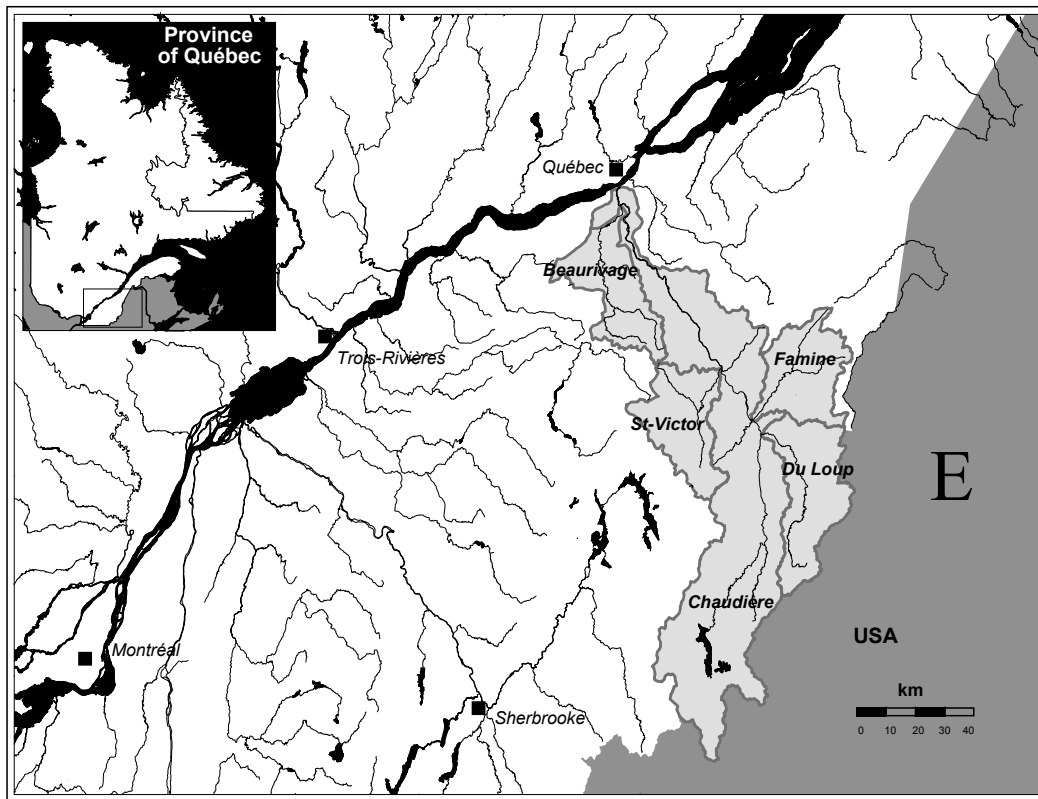


Figure 2.2 : Localisation du bassin versant de la rivière Chaudière

2.2.2 Disponibilité des données

Comme indiqué au Tableau 2.1, toutes les données requises sont maintenant disponibles. La plupart d'entre elles ont été acquises en 1994 ou 1995 au début du développement de GIBSI. Ce travail est décrit au chapitre 4. Pour connaître la disponibilité de ces données à l'échelle pancanadienne en vue de l'application des modèles sur d'autres bassins versants, le lecteur est invité à consulter le rapport de Rousseau *et al.* (2005).

À noter que seules les données nécessaires à l'application des modèles de transport de pesticides sont indiquées au Tableau 2.1. D'autres données sont requises pour l'application des modèles de transport de nutriments et de coliformes qui sont également inclus dans ces modèles (ex : pratiques de fertilisation).

Tableau 2.1 : Inventaire des données requises pour l'implantation et l'application des modèles de transport de pesticides et disponibilité sur le bassin versant de la rivière Chaudière

Données requises	Disponibilité	Source
Données géographiques		
Modèle Numérique d'Altitude	✓	L.A.S. ²
Carte d'occupation du sol	✓	Image Landsat 1995 + MAPAQ
Réseau hydrographique numérique	✓	MEF
Carte des sols	✓	MAPAQ
Limites du bassin et des sous bassins	✓	MEF
Limites des municipalités	✓	MEF
Localisation des stations météorologiques	✓	MEF
Localisation des stations hydrométriques	✓	MEF
Localisation des stations qualité	✓	MEF
Localisation des rejets ponctuels	✓	MEF
Localisation des réservoirs	✓	MEF
Données attributs		
Données sur les municipalités (population, unités animales, etc.)	✓	MAPAQ MEF
Données sur les rejets ponctuels (débit, concentrations en polluants)	✓	MEF
Caractéristiques et règles de gestion des réservoirs	✓	MEF

² L.A.S : Logiciels et Applications Scientifiques

Tableau 2-1 (suite) : Inventaire des données requises pour l'implantation et l'application des modèles de transport de pesticides et disponibilité sur le bassin versant de la rivière Chaudière

Données requises	Disponibilité	Source
Données de gestion agricole		
Types de culture	✓	Image Landsat 1995 + MAPAQ
Rotations culturales (nombre d'années, cultures)	✓	MAPAQ
Pratiques phytosanitaires (pesticides, dates, taux d'application)	✓	Enquête, cf. Chap. 3
Pratiques culturales (PGB)	✓	Enquête, cf. Chap. 3
Données d'entrée		
Données météorologiques journalières (T_{\min} , T_{\max} , P)	✓	MEF
Données spécifiques pour les modèles³		
Pesticides : coefficient de partition, solubilité, temps de demi-vie	✓	Littérature scientifique
Données pour le calage des modèles		
Données journalières de débits	✓	MEF
Données de concentrations en sédiments	✓	MEF
Données de concentrations en pesticides	✓	cf. Chap. 3

³ Ces données sont détaillées au chapitre 4 dans les sections propres à chaque modèle, même si la plupart d'entre elles sont communes aux trois modèles.

3 COLLECTE ET CLASSIFICATION DES DONNÉES SUR LES PESTICIDES

La présente partie du rapport fait état des travaux en ce qui a trait à la collecte et à la classification des données pesticides. Ces travaux correspondent aux activités de l'étape AT1 décrits à l'échéancier du projet (voir section 8.2). Tel que décrit dans l'échéancier, la collecte et la classification des données pesticides comprennent :

- (i) L'inventaire des suivis environnementaux ayant documenté les concentrations en pesticides mesurées dans les rivières Chaudière et Beaurivage;
- (ii) Les pratiques phytosanitaires utilisées dans les bassins versants des rivières Chaudière et Beaurivage;
- (iii) L'identification de pesticides prioritaires pour Environnement Canada (EC) et pour l'Agence de Réglementation pour la Lutte Antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada;
- (iv) La classification des pesticides pour l'élaboration des NPA.

Les données pesticides seront utilisées tant au niveau de la définition des scénarios de gestion agricole (*e.g.* pratiques phytosanitaires) qu'au niveau du calage et la validation des trois modèles sélectionnés (*e.g.* concentrations mesurées en rivière). L'ensemble de ces données est donc très important en vue de l'application et la comparaison des modèles, et pour pouvoir définir les NPA sur le bassin versant de la rivière Chaudière.

3.1 CONCENTRATIONS EN PESTICIDES DANS LES RIVIÈRES BEURIVAGE ET CHAUDIÈRE

Suite à une revue de littérature et à des discussions avec des intervenants des ministères de l'Environnement du Canada (EC) et du Québec, un inventaire des données disponibles de concentrations en pesticides dans les rivières Chaudière et Beaurivage a été réalisé. Cet inventaire avait pour but de répertorier les campagnes de suivi environnemental (Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Québec, actuellement le MDDEP, *etc.*) ayant généré des mesures de concentrations en pesticides et pouvant être prises en compte pour l'application de la modélisation du transport. Ces campagnes de suivi devaient ainsi permettre la caractérisation de l'évolution temporelle des concentrations en pesticides (et si

possible des débits associés) retrouvées en rivière suite aux pratiques phytosanitaires et durant la saison de croissance des cultures.

Trois campagnes de suivi, répondant à ces conditions, ont été répertoriées dans le bassin versant de la rivière Chaudière. Pour ces trois cas, les suivis environnementaux ont été réalisés dans le sous-bassin de la Rivière Beaurivage. On peut les classer en deux catégories :

- (i) Suivis de 1996 et 1997 (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec);
- (ii) Suivi de 2005 (INRS-ETE, contribution externe à l'actuel projet).

Les méthodes utilisées, les points d'échantillonnage et les résultats sont présentés en ANNEXE A. Les suivis de 1996 et de 1997 ont permis de confirmer que les superficies utilisées en culture de maïs sont une source importante d'herbicides qui peuvent éventuellement être exportés vers les cours d'eau (Giroux, 1998). Les résultats du suivi de 2005 (INRS-ETE, contribution à l'actuel projet) semblent également démontrer une présence d'herbicides provenant principalement de la culture du maïs dans le sous-bassin versant étudié. Les résultats acquis permettent également une bonne caractérisation de la variation temporelle des concentrations d'herbicides au cours de la saison de croissance des cultures.

3.2 IDENTIFICATION DES PRATIQUES CULTURALES LIÉES AUX PESTICIDES

Tel qu'indiqué précédemment, les données de concentrations de pesticides en rivière permettront de caler et de valider les trois modèles de transport sélectionnés. Pour les fins d'application de ces modèles, un certain nombre de données d'entrée relatives aux pratiques phytosanitaires doit être acquis. Ceci est le but de la présente enquête qui a été menée sur le terrain.

Cette enquête est décrite en ANNEXE B, avec ses résultats. Nous avons obtenu des informations sur les composés pesticides, leur formulation et leur taux d'application sur les cultures (susceptibles d'être applicables pour le sous-bassin de la rivière Beaurivage). Il est à noter que seule une future enquête, davantage approfondie et qui est présentement en cours auprès de Clubs de fertilisation oeuvrant au niveau du sous-bassin de la Beaurivage (voir ANNEXE C pour le cas du Club de Fertilisation de la Beauce), permettra de mieux connaître les pratiques réellement appliquées dans ce sous-bassin. Nous avons également obtenu certaines informations sur les PGB pratiquées par des agriculteurs du bassin versant, concernant les bandes riveraines et le mode d'application des pesticides. L'élaboration d'un

formulaire d'enquête (voir ANNEXE D), et sa distribution auprès de certains producteurs représentatifs du sous-bassin de la rivière Beauvillage, a permis d'estimer (de façon fragmentaire) les superficies cultivées qui sont soumises au travail réduit du sol (*e.g.* charrue scarificatrice ou chisel, semis direct ou non-travail du sol), et qui permettent de réduire les volumes d'eau ruisselée quittant les champs agricoles.

3.3 IDENTIFICATION DE PESTICIDES PRIORITAIRES POUR EC ET POUR L'ARLA

L'identification de pesticides prioritaires, selon les risques de contamination des eaux de surface, des impacts biologiques (*e.g.* critère de concentration pour la protection de la vie aquatique) et de la limitation des usages de l'eau (*e.g.* critère ou norme de concentration pour l'eau potable), a déjà été réalisée par divers services ou agences gouvernementales de plusieurs pays. Le présent projet s'est penché sur la possibilité d'inclure la liste des pesticides prioritaires d'EC et de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada dans les bases de données de l'INRS-ETE aux fins d'analyse et d'élaboration des normes.

3.3.1 Pesticides prioritaires pour EC

Lors de la rencontre entre EC et l'INRS-ETE qui a eu lieu à Québec le 13 décembre 2005 (voir l'ANNEXE E pour le compte rendu), M. Pierre-Yves Caux (EC) a transmis à l'INRS-ETE une liste des dix pesticides prioritaires pour le développement des NPI. Les dix pesticides prioritaires (« *Top Ten* ») pour le développement des NPI sont :

- *Chlorpyrifos* : Insecticide (Lorsban, Dursban);
- *Atrazine* : Herbicide (AAtrex, Atratol, *etc.*);
- *Trichlorfon* : Insecticide (Dylox, Masoten);
- *Pendimethalin* : Herbicide (Prowl, Stomp);
- *Tefluthrin* : Insecticide (Force, *etc.*) ;
- *Methomyl* : Insecticide (Lannate, Nudrin, Lanox);
- *Quintozene* : Fongicide (Quintozen, Terrachlor);
- *Malathion* : Insecticide (Cythion, Malathion);
- *Diquat* : Herbicide (Diquat, *etc.*)
- *Fluoroxypyr 1-méthylheptyl ester* : Herbicide (Starane).

L'élaboration de cette liste de pesticides prioritaires pour la détermination des NPI est notamment basée sur le Système APPLES (*A Pesticide Priority Listing Evaluation System*), un outil développé par EC afin, entre autres et historiquement, de prioriser les pesticides pour le développement de critères sur la qualité de l'eau. L'outil APPLES prend en compte les caractéristiques toxicologiques et bio-physico-chimiques des pesticides. L'importance de ces caractéristiques bio-physico-chimiques est déterminante lors du classement des pesticides, ceci aux fins du développement des NPA.

Cette liste de pesticides prioritaires prend également en compte certains aspects pratiques liés à l'homologation des pesticides (*ex.* : sont exclus de cette liste les molécules actives dont on prévoit une fin d'homologation du produit au Canada) et au volume des ventes au Canada. Dans le cadre du présent projet sur développement de NPA, nous portons un intérêt particulier sur cette liste des « top ten » pesticides pour lesquels des NPI seront développés par EC.

3.3.2 Pesticides prioritaires pour l'ARLA

La liste des pesticides prioritaires pour l'ARLA demeure à être définie, notamment en regard des objectifs visés à l'intérieur de l'actuel projet. En effet, les pesticides priorisés par l'ARLA le sont généralement pour des fins spécifiques liées notamment à la santé humaine (*ex.* : résidus de pesticides dans les aliments). Dans notre travail nous portons attention aux composés prioritaires par l'ARLA en regard des risques d'occurrence dans les eaux d'alimentation humaine.

3.4 CLASSIFICATION DES PESTICIDES POUR L'ÉLABORATION DES NPA

Dans le présent projet, six classes de pesticides doivent être définies pour la détermination des NPA.

3.4.1 Catégories et intérêts des groupes de pesticides

Plusieurs modes possibles de classification des pesticides ont été présentés aux représentants d'Environnement Canada, lors de la rencontre EC et INRS-ETE qui s'est tenue à Québec (INRS-ETE) le 13 décembre 2005 (voir ANNEXE EH pour le compte rendu). Le présent paragraphe présente ces modes possibles de classification des pesticides.

D'une façon générale les pesticides peuvent être classés soit selon leur catégorie, leurs propriétés clés, leur utilisation en agriculture, ou leur occurrence dans l'environnement :

3.4.1.1 Catégories

(i) Organisme-cible :

Herbicides; insecticides; fongicides; nématicides; avicides; rodenticides; *etc.*

(ii) Groupe chimique :

45 groupes chimiques. *Ex.* : Carbamates, organochlorés, triazines, amides, *etc.*

Le classement de pesticides par catégories constitue un premier niveau de distinction des pesticides selon leurs propriétés. En effet, certains groupes d'insecticides ont, par exemple, des solubilités dans l'eau inférieures à celles des herbicides, tandis que leur persistance dans l'environnement peut être plus élevée. Cependant et à l'intérieur d'un même groupe chimique (*e.g.* carbamates), on observe une très grande variabilité de propriétés. Ainsi et lors d'une comparaison entre plusieurs composés provenant de deux groupes chimiques différents, des composés d'un premier groupe peuvent présenter certaines propriétés bio-physico-chimiques très comparables à celles de composés du second groupe. Le classement de pesticides par groupe chimique ne garantit pas ainsi un classement mutuellement exclusif des composés en regard de leur propriétés bio-physico-chimiques (*ex.* : solubilité, demi-vie, *etc.*).

3.4.1.2 Propriétés clés

(i) Propriétés bio-physico-chimiques :

demi-vie, solubilité, coefficient d'adsorption, *etc.*

(ii) Impacts (éco)toxicologiques :

Normes de potabilité ou de protection de la vie aquatique. Indices de toxicité : DL_{50} ; NOEL (« no observed effect level »), *etc.*

Le classement des pesticides par propriétés bio-physico-chimiques clés (i), pour les fins de la détermination des NPA, apparaît être le plus approprié en regard du comportement des composés dans l'environnement. Ce point sera détaillé dans le paragraphe suivant.

3.4.1.3 Utilisation en agriculture

(i) Cultures à risques de contamination : Cultures consommatrices de pesticides; pratiques agricoles et phytosanitaires; conditions pédoclimatiques, *etc.*

(ii) Bilan des ventes de pesticides dans les provinces et au Canada : fonction des grandes cultures à l'intérieur des écozones.

- (iii) Densité d'utilisation : Inventaire des ventes (masse)/superficies cultivées (ha). Indicateur de la pression environnementale des intrants.

Le classement des pesticides selon leur utilisation en agriculture constitue une indication *a priori* des risques de contamination liés à la grandeur de leur utilisation. Des bilans globaux de ventes et/ou d'utilisation des pesticides au Canada ou au Québec sont disponibles, par exemple Gorse (2005) et Brimble *et al.* (2005).

L'intérêt de la connaissance des ventes et de la densité d'utilisation des pesticides est évidente: Elle est un indicateur de la pression environnementale exercée par ces composés. Cette connaissance constitue un pré-requis essentiel pour établir un portrait global des risques de contamination de l'environnement et donc des impacts potentiels sur les écosystèmes récepteurs. Les niveaux de précision, de justesse et d'actualisation de ces données d'utilisation des pesticides demeurent cependant souvent très limités à l'échelle de bassins versants agricoles spécifiques.

3.4.1.4 Occurrence dans l'environnement

- (i) Banque de données de suivi environnemental : Collection des campagnes de suivi de la qualité des cours d'eau en régions agricoles intensives au Canada.
- (ii) Fréquence de détection et de dépassement des normes : Classes de pesticides prioritaires selon les constats sur l'état de l'environnement.

Le classement des pesticides selon leur occurrence dans l'environnement est alors basé sur les observations *in situ* de contaminations déjà existantes. Bien que l'inventaire des cas de contamination peut aider à l'établissement du profil des pesticides à risques selon les cultures, ce travail comporte de nombreuses incertitudes (conditions pédoclimatiques associées aux différentes textures du sol, pratiques culturales réellement appliquées, *etc.*). De plus, les cas présentement répertoriés de contamination au Canada peuvent ne représenter qu'une fraction des cas de contamination potentiellement existants. Puisqu'il n'est pas possible de réaliser des suivis environnementaux de tous les pesticides à risque sous divers contextes agricoles, pédologiques et climatiques, ce mode de classement s'avère être limitant pour la détermination de NPA dans les différents contextes de bassins versants agricoles rencontrés au Canada. Néanmoins, l'intérêt intrinsèque des pesticides détectés dans les réseaux hydrographiques canadiens n'est pas à négliger. Leur détection (et *a fortiori* leur dépassement des normes ou critères de qualité des eaux) témoigne en effet d'une problématique liée à leurs usages : pressions environnementales dues à leur utilisation et manipulation (doses, fréquence, superficies traitées, modes d'application, respect des périmètres ou bandes riveraines de protection de la qualité des eaux, nettoyages des réservoirs, rinçage et disposition des contenants, *etc.*); vulnérabilité du

milieu (*e.g.* type de sol, topographie), conditions climatiques et autres. Les pesticides présentant une fréquence de détection élevée et/ou un dépassement des normes devraient ainsi idéalement et si possible être inclus à l'intérieur des classes de pesticides devant être définies pour la détermination des NPA.

3.4.2 Approche de classification proposée pour la détermination des NPA

Suite aux conclusions du paragraphe précédent, les classes de pesticides doivent viser les caractéristiques bio-physico-chimiques de ceux-ci qui déterminent leur devenir dans les différents compartiments des agroécosystèmes. Ces caractéristiques bio-physico-chimiques sont principalement la solubilité dans l'eau, S_w (ou, alternativement, le coefficient de partage octanol/eau, K_{ow}), le coefficient d'adsorption (*e.g.* coefficient de distribution sol/eau ou K_d) et la demi-vie, $t_{1/2}$ (ou, alternativement, la constante de dégradation, k). Un composé très soluble (hydrophile) présentera une faible rétention sur la matière organique du sol qui est principalement responsable de l'adsorption (et du retard comparativement à la vitesse de l'eau) du composé. Les coefficients d'adsorption utilisés dans les modèles de transport permettent d'estimer le facteur retard des composés (grandeur de la rétention au sol due à l'adsorption). Ainsi, K_d est souvent utilisé pour traduire la grandeur de la rétention du composé sur le sol car il prend directement en compte la teneur en carbone organique du sol. Toutefois, de nombreux modèles simulant le transport de composés utilisent le coefficient de distribution carbone organique/eau (K_{oc}). Lorsque la fraction en carbone organique du sol (f_{oc}) est ensuite employée comme donnée d'entrée au modèle, la valeur de K_d (et ultérieurement du facteur retard, R , du composé) est obtenue à partir de la relation $K_d = K_{oc}f_{oc}$.

Une telle classification des pesticides, basée sur leurs propriétés qui conditionnent leur devenir, est courante dans les études portant sur la modélisation du transport de ces composés vers les eaux de surface et souterraines. La plupart des modèles mécanistes de transport utilisent en effet les représentations mathématiques des processus chimiques et biologiques modulant la vitesse de transport et la persistance des pesticides dans les eaux de ruissellement, et l'eau interstitielle du sol. Les paramètres représentant la grandeur de ces processus d'atténuation (principalement l'adsorption et la dégradation) sont ainsi les meilleurs indicateurs du comportement environnemental des pesticides. Pour cette raison, de nombreux paramètres cités ci-haut (S_w , K_{ow} , K_{oc} , K_d , $t_{1/2}$, k) constituent des données d'entrée incontournables pour les modèles mécanistes de transport des solutés avec l'eau sur ou dans le sol.

Pour ces raisons, une classification des pesticides selon leurs caractéristiques bio-physico-chimiques apparaît être la plus appropriée pour la détermination des NPA. En effet, ces caractéristiques bio-physico-chimiques : (i) déterminent le devenir des pesticides dans l'environnement et donc les concentrations susceptibles d'atteindre les cours d'eau, et (ii) sont des paramètres d'entrée requis par les modèles de transport. Le projet doit permettre de cibler

les plages de valeurs (et de combinaisons de valeurs) des caractéristiques bio-physico-chimiques pouvant conduire à la définition de six classes de pesticides pour la détermination des NPA.

Toutefois, l'occurrence des pesticides dans les eaux de surface résulte notamment de l'effet d'un ensemble de facteurs complexes et inter reliés. En ce sens, les seules propriétés bio-physico-chimiques des pesticides ne peuvent expliquer entièrement les cas de contamination observés. Dans ce projet, il sera opportun de prendre en compte l'occurrence des pesticides dans l'environnement comme un élément potentiel d'aide à la hiérarchisation des pesticides à risques.

3.4.3 Critères de classification des pesticides

Les sections précédentes indiquent que l'identification de six classes de pesticides doit principalement prendre en compte les caractéristiques bio-physico-chimiques de ceux-ci, leur occurrence dans les eaux de surface ainsi que leur intérêt pour le développement des NPI par EC (liste des dix pesticides « *Top ten* » prioritaires).

Une première étape de classification des pesticides, basée sur ces critères, nécessite le recensement des pesticides totaux à prendre en compte dans cette classification. Une approche globale consiste à considérer, dans un premier temps, une banque exhaustive de données homogènes quant aux définitions des caractéristiques des pesticides, aux évaluations de ces caractéristiques (méthodes analytiques, précision, justesse, techniques d'estimation pour les valeurs manquantes, *etc.*), et aux sources d'information (niveau homogène de revue critique de la littérature scientifique). Pour cette fin, la banque de données présentée par Hornsby *et al.* (1996) paraît bien adaptée. Il est à noter que toute autre banque de données répondant aux exigences citées ci-haut peut également être utilisée.

La banque de données de Hornsby *et al.* (1996) est issue d'un tel « consensus » quant à l'homogénéité et à la représentativité des valeurs des caractéristiques bio-physico-chimiques des pesticides. L'ensemble des données doit par la suite être intégrée à l'intérieur des bases associées aux modèles de transport. Les données de 340 pesticides (Hornsby *et al.*, 1996) ont été ainsi intégrées dans les bases de données de GIBSI pour les fins de la simulation du transport. Les caractéristiques prises en compte sont la solubilité dans l'eau, S_w , le coefficient de distribution carbone organique/eau, K_{ow} , et la demi-vie, $t_{1/2}$.

Parmi les composés de la banque de données de Hornsby *et al.* (1996), il est requis de porter un intérêt particulier sur la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC basée sur le Système APPLES (*A Pesticide Priority Listing Evaluation System*) et, bien entendu, sur la liste des (« *Top ten* ») pour lesquels des NPI seront développés par EC. Nous avons pu constater que la banque de Hornsby *et al.* (1996) n'inclut pas la totalité de ces pesticides prioritaires. Ainsi :

- (i) Parmi les 50 pesticides prioritaires d'EC (Système APPLES), 28 sont **répertoriés** dans la banque de Hornsby *et al.* (1996). Ceci signifie ainsi que 22 des 50 pesticides prioritaires d'EC **ne sont pas répertoriés** dans cette banque (voir Tableau 3.1)
- (ii) Parmi les 10 pesticides « Top Ten » d'EC, 7 sont **répertoriés** dans la banque de Hornsby *et al.* (1996). Les 3 des 10 pesticides « Top ten » d'EC qui **ne sont pas répertoriés** dans la banque de Hornsby *et al.* (1996) sont : *Fluroxypyr 1-methylheptyl ester* (herbicide), *Tefluthrin* (insecticide) et *Quintozene* (fongicide).

Tableau 3.1 : Pesticides inclus dans la liste des 50 d'EC et absents de la banque de données Hornsby *et al.* (1996)

Pesticides
<i>Azaconazole</i>
<i>Didecyl dimethyl ammonium chloride</i>
<i>Famoxadone</i>
<i>Fenamidone (RPA 407213)</i>
<i>Fluazinam IKF-1216</i>
<i>Flucarbazone (present as flucarbazone-sodium)</i>
<i>Fludioxonil</i>
<i>Fluroxypyr 1-methylheptyl ester</i>
<i>Flusilazole</i>
<i>Magnesium phosphide</i>
<i>Methoxyfenozide</i>
<i>Phosine</i>
<i>Picolinafen</i>
<i>Pyraclostrobin</i>
<i>Pyridaben</i>
<i>Quintozene</i>
<i>S-Metolachlor and r-enantiomer</i>
<i>Sodium dimethyldithiocarbamate</i>
<i>Tebuconazole</i>
<i>Tefluthrin</i>
<i>Trifloxystrobin (CGA 279202)</i>
<i>Triticonazole</i>

- (iii) Il a été indiqué dans ce rapport la **très grande importance** d'utiliser une **seule** banque de données homogène pour comparer les caractéristiques bio-physico-chimiques des pesticides entre eux (dans ce cas-ci, la banque de Hornsby *et al.*, 1996). En effet, il est possible de comparer graphiquement les caractéristiques des pesticides en utilisant uniquement une banque de données homogène quant aux évaluations de ces caractéristiques (méthodes analytiques, précision, justesse, *etc.*) et également quant aux sources d'information (niveau homogène de revue critique de la littérature scientifique). Ceci signifie que les pesticides ci-haut identifiés, parmi les 50 puis les 10 pesticides prioritaires d'EC, et qui **ne sont pas répertoriés** dans la banque de Hornsby *et al.* (1996), **ne seront pas comparés graphiquement** (ci-après) avec les autres pesticides présents dans la banque de Hornsby *et al.* (1996). Notons toutefois, pour l'intérêt du lecteur, que les caractéristiques bio-physico-chimiques de ces pesticides d'EC **non répertoriés** dans la banque de Hornsby *et al.* (1996) peuvent néanmoins être retrouvées dans d'autres listes ou banques de données, dont celles d'EC (Système APPLES) et la base de données de l'Université d'Hertfordshire, Département de Recherche en Agriculture et Environnement, à l'adresse internet (2006/09/01) : <http://www.herts.ac.uk/aeru/footprint/>

3.4.3.1 Représentations graphiques de la distribution des valeurs des caractéristiques des pesticides

Le regroupement proposé est basé sur la distribution des valeurs des caractéristiques retenues (S_w , K_{oc} et $t_{1/2}$), telle qu'observée graphiquement. En effet, des figures mettant en relation les trois différentes caractéristiques retenues des pesticides (S_w , K_{oc} et $t_{1/2}$) permettront de bien visualiser la dispersion des valeurs de ces caractéristiques des pesticides, ainsi que les risques environnementaux relatifs des pesticides, les uns par rapport aux autres. Pour toutes les figures présentées dans cette section, les unités utilisées sont les unités standard reconnues pour chacune des caractéristiques des pesticides, soit : solubilité dans l'eau, S_w , en mg/L; sorption sur le sol, K_{oc} , en mL/g; et demi-vie, $t_{1/2}$, en jour. La Figure 3.3 constitue une première représentation 3D prenant en compte, pour chacun des axes, ces trois caractéristiques bio-physico-chimiques qui conditionnent pour une grande part le devenir des pesticides dans le système eau/sol. Une telle représentation graphique n'a pas, ainsi et à notre connaissance, été présentée auparavant dans la littérature.

Graphique de Solubilité, Sorption (Koc) et Demi-Vie

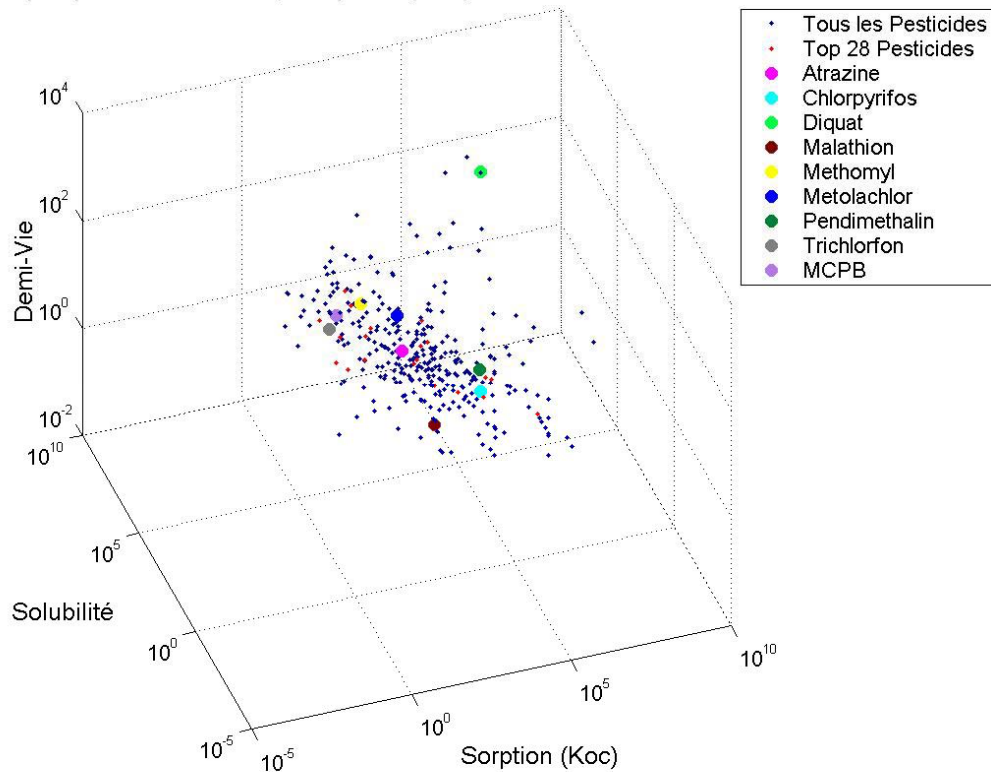
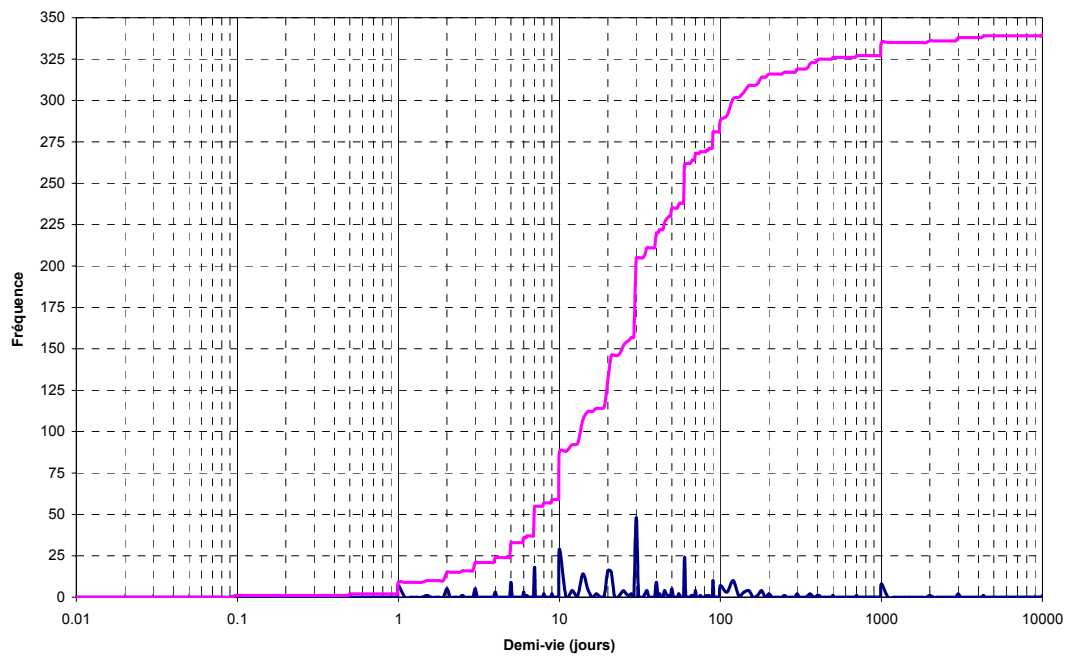
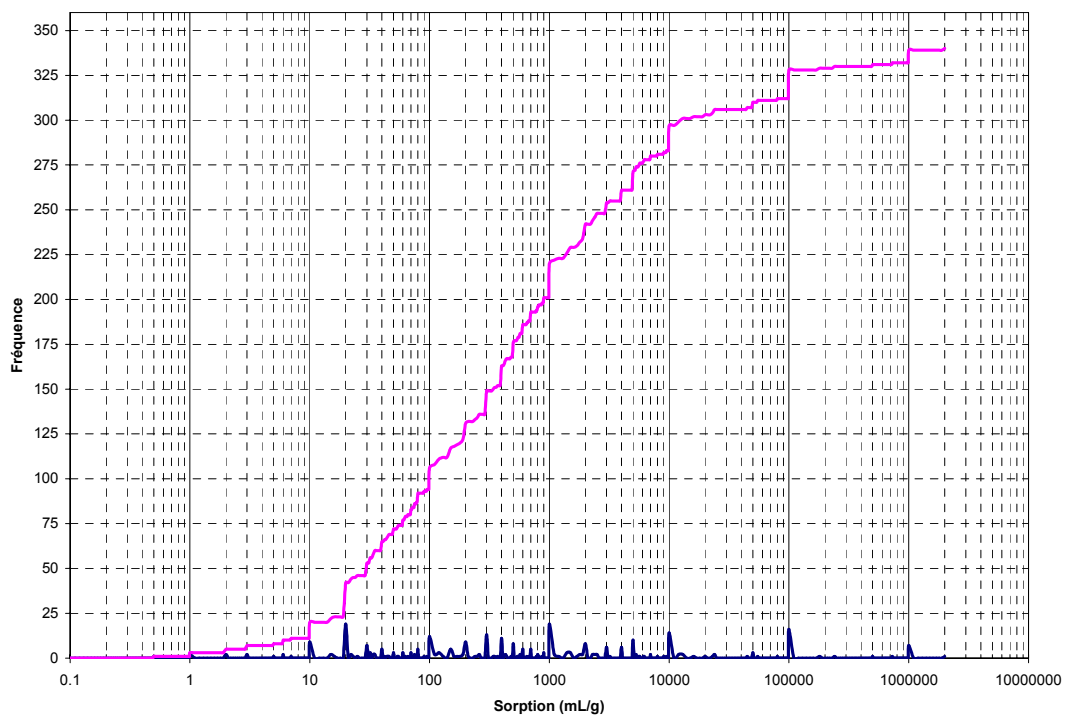


Figure 3.1. Représentation 3D des valeurs de la solubilité (mg/L), de la sorption (K_{oc} , mL/g) et de la demi-vie (jour) pour 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). *Notes* : « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d’EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d’EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

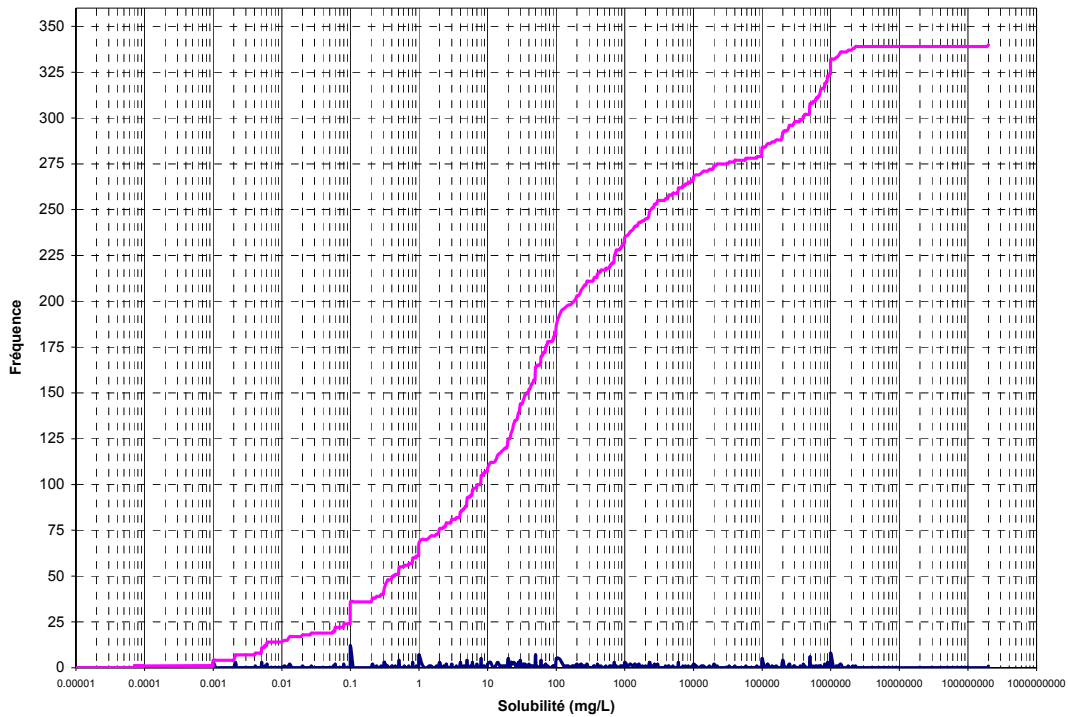
Cette représentation 3D comprend 340 pesticides de groupes chimiques, et donc de propriétés, très différentes : on notera par conséquent que les trois échelles des axes sont logarithmiques. Afin de faciliter les observations quant à la dispersion des valeurs des caractéristiques des pesticides, une répartition de la distribution de ces valeurs (fréquence et fréquence cumulée) a été réalisée graphiquement et de façon indépendante pour les trois caractéristiques (voir Figure 3.2).



(a)



(b)



(c)

Figure 3.2 Distributions (courbes en bleu) et fréquences cumulées (courbes en rose) des propriétés physico-chimiques pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996) : (a) la demi-vie, $t_{1/2}$ en jours; (b) la sorption sur le sol, K_{oc} , en mL/g; et (c) la solubilité dans l'eau, S_w , en mg/L

Pour la **demi-vie**, les résultats indiquent :

- qu'un nombre très limité de composés présentent une demi-vie comprise entre 0,1 et 1,0 jour (composés extrêmement peu persistants);
- qu'environ 25% des composés présentent une demi-vie comprise entre 1,0 et 10 jours;
- qu'environ 35% des composés présentent une demi-vie comprise entre 10 et 30 jours;
- qu'environ 25% des composés présentent une demi-vie comprise entre 30 et 100 jours;
- qu'environ 15% des composés présentent une demi-vie supérieure à 100 jours.

Ainsi et malgré un nombre limité de valeurs très extrêmes de demi-vie (composés très facilement dégradés à composés très persistants) pour ces différents groupes chimiques de pesticide, il apparaît clairement que la majorité (60%) des composés ont une demi-vie comprise entre 10 et 100 jours. De telles demi-vies reflètent d'ailleurs la tendance contemporaine, dans l'industrie agrochimique, de doter les pesticides de caractéristiques autorisant une persistance suffisante afin de pouvoir opérer dans une fenêtre efficace de lutte contre les plantes

adventices, tout en minimisant une persistance inutilement élevée pouvant être dommageable pour la qualité de l'environnement.

Pour la **sorption (K_{oc})**, les résultats indiquent :

- qu'environ 30% des composés présentent un K_{oc} inférieur à 10^2 mL/g;
- qu'environ 30% des composés présentent un K_{oc} compris entre 10^2 et 10^3 mL/g;
- qu'environ 30% des composés présentent un K_{oc} compris entre 10^3 et 10^4 mL/g;
- qu'environ 10% des composés présentent un K_{oc} supérieur à 10^4 mL/g.

La caractéristique de la sorption (K_{oc}) présente des valeurs davantage dispersées, pour les divers groupes chimiques de pesticides, que celle de la demi-vie.

Pour la **solubilité (S_w)**, les résultats indiquent :

- qu'environ 20% des composés ont une solubilité inférieure à 1 mg/L (composés très peu solubles et donc très adsorbés au sol);
- qu'environ 15% des composés ont une solubilité comprise entre 1 et 10^1 mg/L;
- qu'environ 25% des composés ont une solubilité comprise entre 10^1 et 10^2 mg/L;
- qu'environ 15% des composés ont une solubilité comprise entre 10^2 et 10^3 mg/L;
- qu'environ 10% des composés ont une solubilité comprise entre 10^3 et 10^4 mg/L;
- qu'environ 15% des composés présentent une solubilité supérieure à 10^4 mg/L.

La caractéristique de la solubilité présente des valeurs bien dispersées, pour les divers groupes chimiques de pesticides.

Il est à noter que la littérature scientifique comprend de très nombreuses fonctions de régression de type linéaire inverse entre la K_{oc} et la solubilité dans le cas des pesticides, tout comme dans le cas d'autres groupes de contaminants organiques de synthèse (hydrocarbures de synthèse, BPC, *etc.*). Ceci reflète naturellement le fait que les composés très peu solubles sont des composés hydrophobes qui sont fortement retenus (et donc adsorbés) sur la matière organique naturelle du sol (et inversement). Toutefois, certains composés présentent une déviation en regard de cette relation linéaire inverse entre la K_{oc} et la solubilité. Pour cette raison, entre autres, il devient intéressant de comparer les caractéristiques des pesticides « deux » à « deux » afin de faciliter la visualisation de la dispersion des valeurs de ces caractéristiques et de mieux orienter le choix de groupes de pesticides pour la détermination des NPA. Nous avons ainsi porté graphiquement les combinaisons, par paires, des caractéristiques des pesticides, soit : la sorption *versus* la demi-vie (Figure 3.3); la solubilité *versus* la demi-vie (Figure 3.4); et la solubilité *versus* la sorption (Figure 3.5).

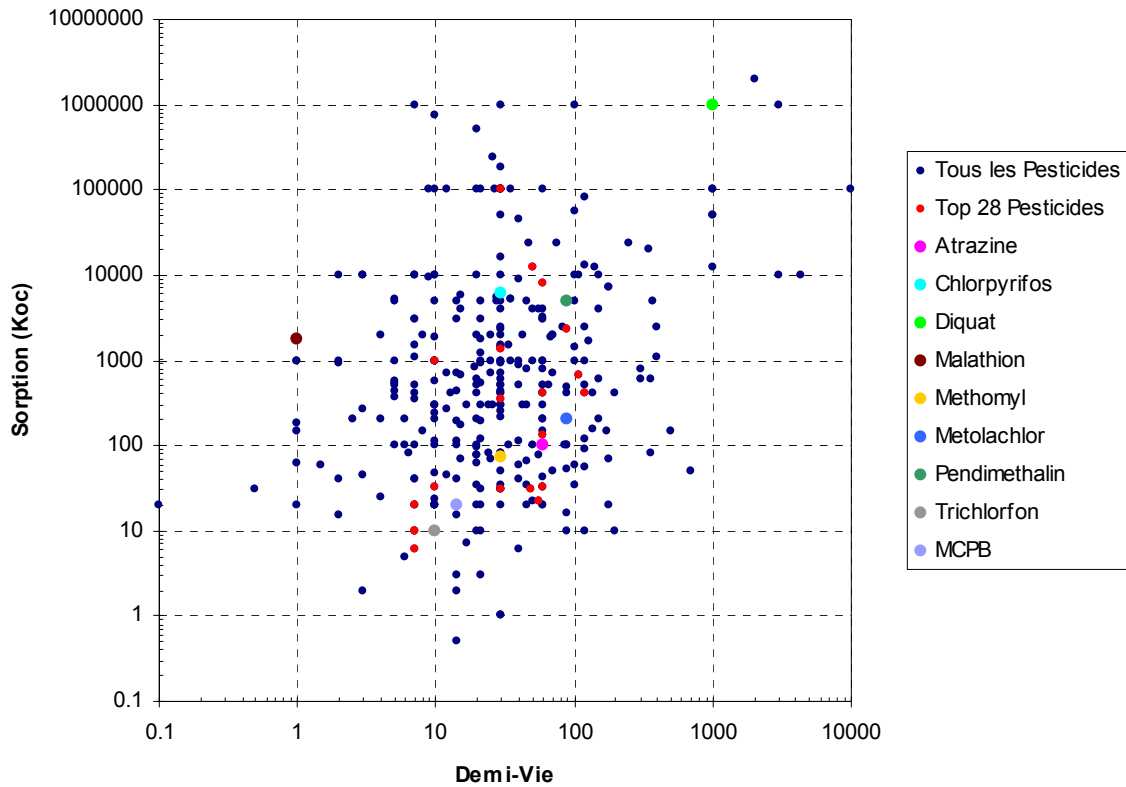


Figure 3.3 : Répartition logarithmique des valeurs de la sorption (K_{oc} , mL/g) et de la demi-vie (jour) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

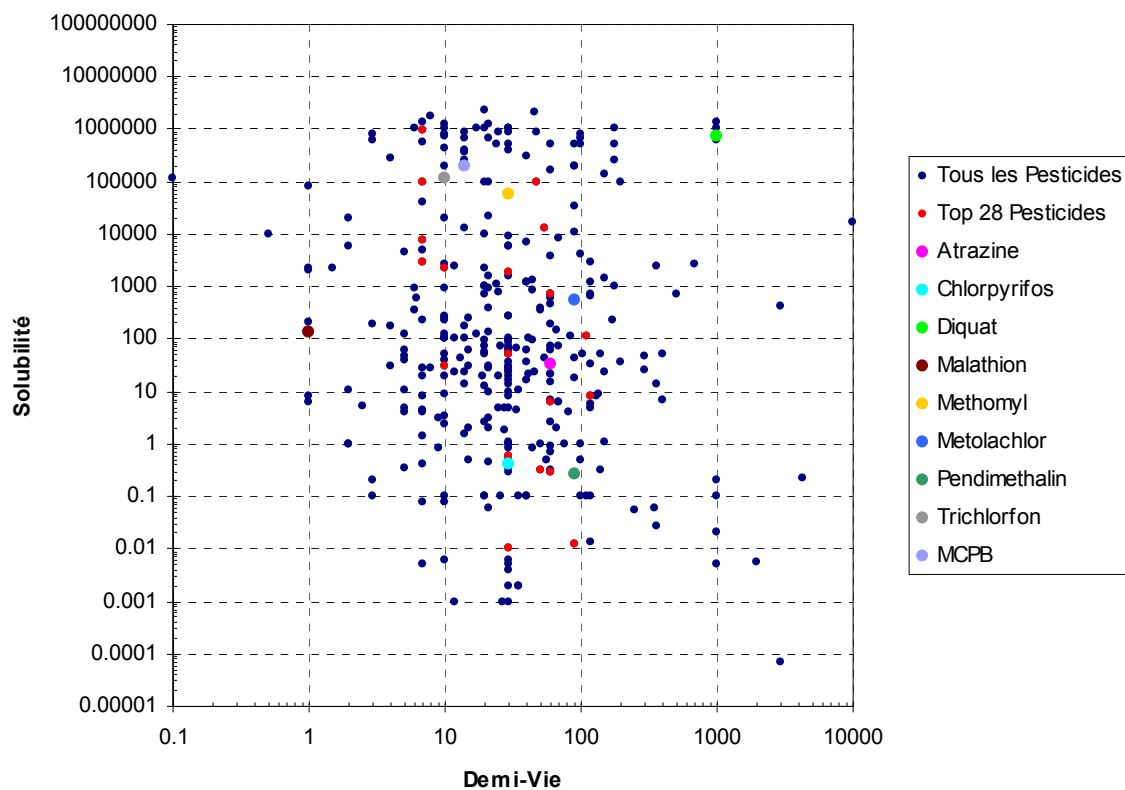


Figure 3.4 : Répartition logarithmique des valeurs de solubilité (mg/L) et de la demi-vie (jour) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

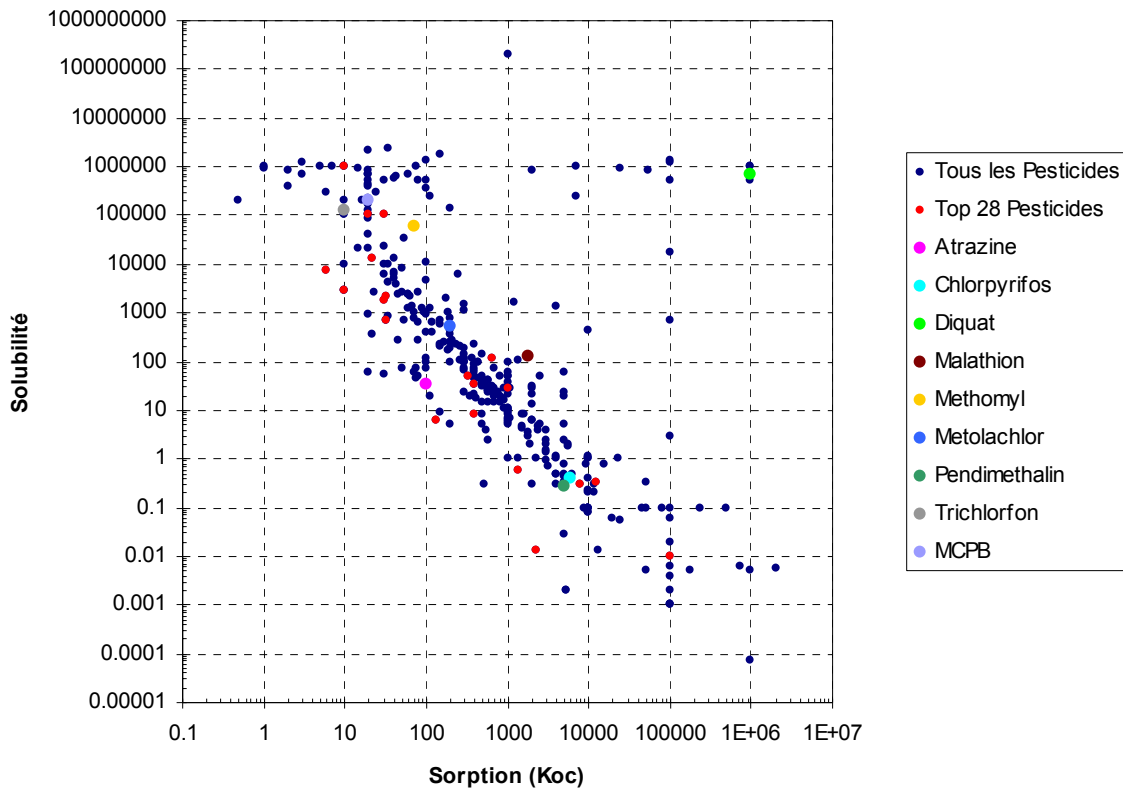


Figure 3.5 : Répartition logarithmique des valeurs de la solubilité (mg/L) et de la sorption (K_{oc} , mL/g) pour les 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

3.4.3.2 Élaboration de classes de pesticides selon les caractéristiques bio-physico-chimiques

La Figure 3.3 indique une très grande dispersion des valeurs de demi-vie et de sorption, et qu'il n'existe pas de relation étroite entre ces deux caractéristiques. En termes physiques, ceci signifie notamment que la demi-vie demeure apparemment indépendante de la grandeur de l'adsorption des pesticides sur le carbone organique du sol. Une classification qualitative de six classes de pesticides, basée sur cette représentation, pourrait aisément être réalisée *a priori* en définissant six quadrats délimités par les gammes de valeurs suivantes (en excluant les valeurs

extrêmes de la sorption et de la demi-vie). Le Tableau 3.2 et la Figure 3.6 présentent une telle classification.

Tableau 3.2 Classification de pesticides selon leurs caractéristiques de sorption et de demi-vie (à partir de la Figure 3.3).

Classe de pesticides	Sorption (K_{oc}) (mL/g)	Demi-vie (jour)	Propriétés des composés
1	1 - 100	1- 30	Peu adsorbé - Peu persistant
2	1 - 100	30 - 1 000	Peu adsorbé - Persistant
3	100 - 10 000	1 - 30	Adsorption moyenne - Peu persistant
4	100 - 10 000	30 - 1 000	Adsorption moyenne - Persistant
5	10 000 - 1 000 000	1 - 30	Adsorption élevée - Peu persistant
6	10 000 - 1 000 000	30 - 1 000	Adsorption élevée - Persistant

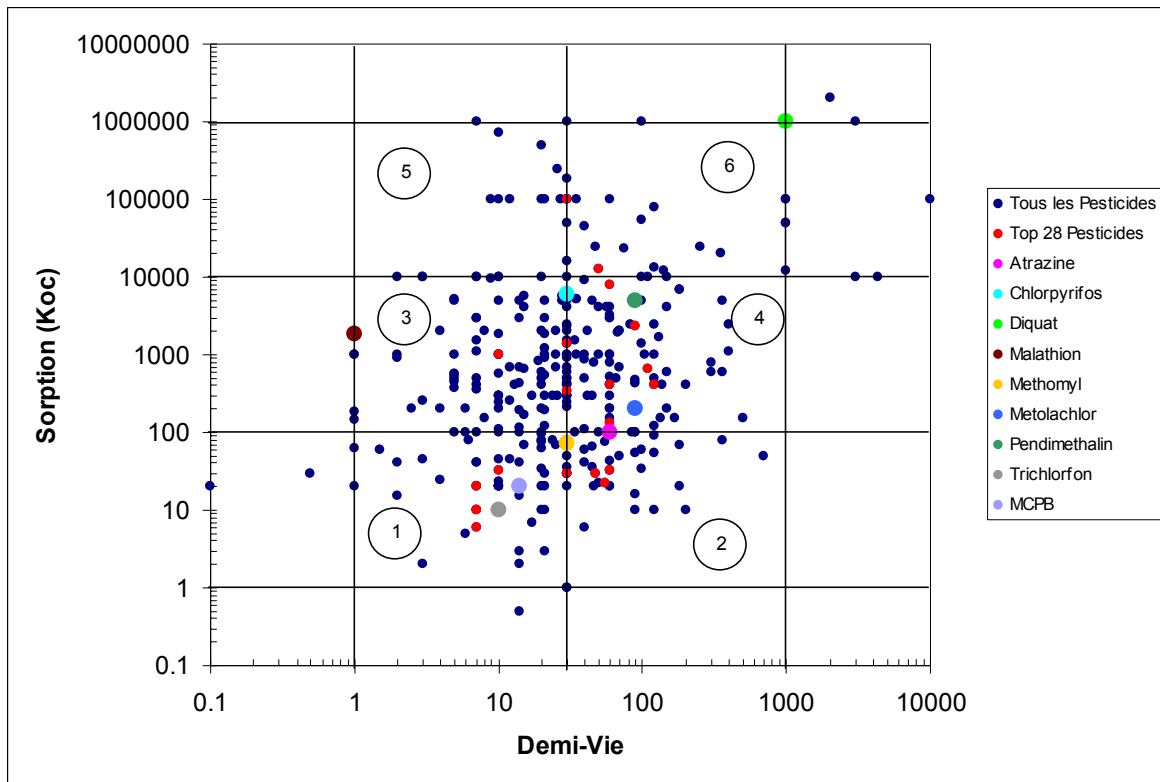


Figure 3.6: Classification (en 6 classes) des 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

Bien que pratique, cette approche conduit à définir six classes de pesticides présentant des gammes de valeurs très étendues à la fois pour la sorption et pour la demi-vie. Dans la pratique de l'utilisation courante des pesticides en grandes cultures intensives (présentant les risques environnementaux les plus importants), cet ordre de grandeur dans la gamme des valeurs ne traduit pas une catégorisation représentative des caractéristiques des principales formulations commerciales (et donc des pesticides) réellement épandues sur grandes cultures. Puisque de nombreux pesticides utilisés en grandes cultures présentent des valeurs de sorption et surtout de demi-vie peu différentes, une telle gamme de valeurs dans la catégorisation des pesticides conduirait notamment à regrouper ensemble des pesticides de caractéristiques biophysico-chimiques bien différentes.

À titre d'exemples pratiques, et selon la classification *a priori* de six classes de pesticides présentée au Tableau 3.2, il est possible de comparer les caractéristiques de quelques pesticides qui se retrouveraient ainsi regroupés dans une même classe de pesticides pour les fins de la détermination des NPA. Pour cette fin de comparaison pratique au cas par cas, nous nous sommes volontairement limités à la liste très réduite des composés faisant à la fois partie des 10 pesticides prioritaires d'EC (« *Top ten* ») et représentés à la Figure 3.3.

Ainsi, le *Chlorpyrifos* et le *Malathion* seraient, dans ce cas-ci, regroupés dans la **classe 3** du Tableau 3.2. Les valeurs de la sorption (K_{oc}) et de la demi-vie du *Chlorpyrifos* sont respectivement de 3,4 et de 30 fois plus élevées que celles du *Malathion*. Bien que la différence de valeurs pour la sorption ne soit pas extrême, une différence de demi-vie de 30 jours (persistance modérée) à 1 jour (très faible persistance) est très élevée. Il est bien connu que la demi-vie conditionne de façon déterminante les concentrations en composés migrant avec l'eau. Les analyses de sensibilité menées avec différents modèles mécanistes et déterministes de transport des pesticides ont déjà montré qu'une faible variation dans la valeur de la demi-vie d'un composé se traduisait par une très importante variation au niveau des résultats de la simulation, qu'il s'agisse des concentrations ou des charges en composé transitant ou bien vers la nappe d'eau souterraine, ou bien vers les eaux de surface. Sans discuter ici de l'intérêt intrinsèque manifeste des deux composés dans la liste des « *Top ten* » d'EC, il est vraisemblable que la différence de demi-vie entre ces deux composés pourrait conduire, lors de la simulation du transport des pesticides, à des comportements très différents dans l'environnement.

Toujours parmi ces composés faisant uniquement partie des « *Top ten* » d'EC, l'*Atrazine* et le *Pendimethalin* seraient, dans ce cas-ci, regroupés dans la **classe 4** du Tableau 3.2. Pour ces pesticides, les valeurs de la sorption (K_{oc}) et de la demi-vie pour le *Pendimethalin* sont respectivement de 50 et de 1,5 fois plus élevées que celles de l'*Atrazine*. Bien que la différence de valeurs pour la demi-vie ne soit pas importante, une différence de K_{oc} de 5 000 mL/g (adsorption moyenne) à 100 mL/g (faible adsorption) pour les deux pesticides est très élevée. Tout comme pour la demi-vie, la valeur de K_{oc} conditionne de façon déterminante les concentrations en composés migrant avec l'eau. Ainsi et tout comme dans l'exemple précédent, et sans discuter ici de l'intérêt intrinsèque manifeste des deux composés dans la liste des « *Top ten* » d'EC, on peut penser que la différence de sorption entre ces deux composés pourrait conduire, lors de la simulation du transport des pesticides, à des comportements très différents dans l'environnement.

D'autres exemples choisis pourraient être évoqués, montrant : (i) ou bien que l'identification de telles classes de pesticides (présentant de grandes variations de valeurs pour leurs caractéristiques) peut conduire à regrouper ensemble des pesticides pouvant potentiellement présenter des comportements environnementaux très différents; (ii) ou bien qu'une telle

classification pourrait être utile si l'objectif visé est bel et bien de classer un grand nombre de composés (ici, 340 pesticides) avec de telles propriétés extrêmes. Dans le cas d'un regroupement des pesticides pour la détermination future des NPA, il apparaît qu'une classification plus fine et plus discriminante des composés, au niveau de leurs caractéristiques bio-physico-chimiques, devrait être recherchée.

La Figure 3.4 constitue une représentation de la solubilité en fonction de la demi-vie. Tout comme pour la Figure 3.3, on constate une très grande dispersion des valeurs et qu'il n'existe pas de relation étroite entre ces deux caractéristiques. En termes physiques, ceci signifie notamment que la demi-vie demeure apparemment indépendante de la solubilité des pesticides. De la même manière que pour la représentation précédente, une classification qualitative de six classes de pesticides pourrait aisément être réalisée *a priori* en définissant six quadrats délimités par des gammes de valeurs très étendues à la fois pour la solubilité et pour la demi-vie. Toutefois et pour les mêmes raisons que précédemment (relation entre la sorption et la demi-vie, Figure 3.3), une telle classification des pesticides conduirait notamment à regrouper ensemble des pesticides de caractéristiques bio-physico-chimiques (et donc de comportements environnementaux) bien différentes.

La Figure 3.5 constitue une représentation de la solubilité en fonction de la sorption (K_{oc}). Contrairement aux comparaisons avec la demi-vie (Figure 3.3 et Figure 3.4), la Figure 3.5 montre une relation logique entre ces deux caractéristiques (fonction linéaire inverse), semblable aux fonctions de régression déjà observées dans la littérature. Ceci signifie qu'un composé peu soluble (hydrophobe) sera davantage adsorbé sur le carbone organique du sol, et inversement. Ce graphique représente donc deux caractéristiques logiquement reliées entre elles et également utilisées lors de la modélisation du transport : l'importance de ces deux caractéristiques, lors de la prévision du devenir des pesticides, est donc équivalente. Le second intérêt de cette représentation est de mettre en évidence les composés qui contribuent à l'étroitesse de cette relation attendue (et donc également les composés « déviants »), ainsi que les gammes de valeurs (*e.g.* de K_{oc}) pour lesquelles cette relation linéaire inverse présente un coefficient de détermination élevé.

3.4.3.3 Proposition de classes de valeurs de sorption (K_{oc}) pour les pesticides

Le graphique de la Figure 3.5 peut, dans un premier temps, être qualitativement différencié en trois segments distinctifs en fonction de la relation observée entre K_{oc} et solubilité :

- (i) Faibles valeurs de K_{oc} (inférieures à 10 mL/g) : pour cette gamme de valeurs, on note l'absence de relation entre la sorption et la solubilité. Ceci signifie qu'une variation dans l'adsorption sur le sol n'est plus fonction de la seule solubilité, déjà

extrêmement élevée, des pesticides. Ces valeurs de solubilité signifient que le risque de contamination des eaux est aussi extrêmement élevé.

- (ii) Valeurs intermédiaires de K_{oc} (comprises entre environ 10 et 10 000 mL/g) : pour cette gamme de valeur, on observe une bonne corrélation. Certains pesticides montrent cependant un comportement s'éloignant de cette relation linéaire employée lors de la prédiction du transport des composés par voie de simulation mathématique;
- (iii) Valeurs élevées de K_{oc} (supérieures à environ 10 000 mL/g) : pour cette gamme de valeurs, on note l'absence de relation étroite entre la sorption et la solubilité. Ceci signifie qu'une variation dans l'adsorption sur le sol n'est plus fonction de la seule solubilité, déjà extrêmement faible (inférieure à 0,1 mg/L ou 100 µg/L) des pesticides. Ces faibles valeurs de solubilité signifient que le risque de contamination des eaux est également très faible, du fait de la très grande adsorption des pesticides sur le carbone organique du sol. Cependant, il n'est pas rare de constater certains cas de contaminations des eaux par des micropolluants organiques présentant des valeurs de K_{oc} de 10^5 mL/g ou même (plus rarement) de 10^6 mL/g.

À partir de cette observation qualitative et sur la base de notre expérience, nous proposons de définir trois zones permettant de différencier les pesticides pour la modélisation du risque de contamination des eaux. Ces **trois zones** sont : valeurs de K_{oc} comprises entre 10^1 et 10^3 mL/g; valeurs de K_{oc} comprises entre 10^3 et 10^4 mL/g; et valeurs de K_{oc} comprises entre 10^4 et 10^6 mL/g. Ces trois zones peuvent constituer la base d'une classification des valeurs de la sorption (K_{od}) dans le cas d'une banque de 340 pesticides de groupes chimiques et de propriétés bien différents.

3.4.3.4 Proposition de classes de valeurs de demi-vie ($t_{1/2}$) pour les pesticides

Par ailleurs, et à partir de la Figure 3.1, nous avons précédemment indiqué (à partir d'une courbe de fréquence cumulée non montrée) que pour le cas des 340 pesticides de la banque de Hornsby *et al.* (1996), la distribution des valeurs de la demi-vie des composés pouvait être scindée en trois zones. Ces **trois zones** sont : environ **60%** des composés présentent une demi-vie comprise entre 1 et 30 jours - ces composés peuvent être classés comme « **très peu à peu persistants** »; environ **25%** des composés présentent une demi-vie comprise entre 30 et 100 jours - ces composés peuvent être classés comme « **modérément persistants** »; et environ **15%** des composés présentent une demi-vie supérieure à 100 jours - ces composés peuvent donc être classés comme « **très persistants** ». Ces trois zones peuvent constituer la base d'une classification des valeurs de la demi-vie ($t_{1/2}$) dans le cas d'une banque de 340 pesticides de groupes chimiques et de propriétés bien différents.

3.4.3.5 Proposition de classes de valeurs de sorption (K_{oc}) et de demi-vie pour les pesticides

En conclusion et dans le cas d'une banque de 340 pesticides de groupes chimiques et de propriétés bien différents (Hornsby *et al.*, 1996), il est possible de catégoriser les caractéristiques des pesticides selon les gammes de valeurs de K_{oc} (trois zones) et de $t_{1/2}$ (trois zones) citées ci-haut. Ainsi, il serait potentiellement possible de réaliser un total, si souhaité, de **neuf (9) classes de pesticides** résultant de la combinaison des zones de valeurs correspondantes pour ces deux caractéristiques des pesticides. Ces 9 classes sont représentées sur la Figure 3.7.

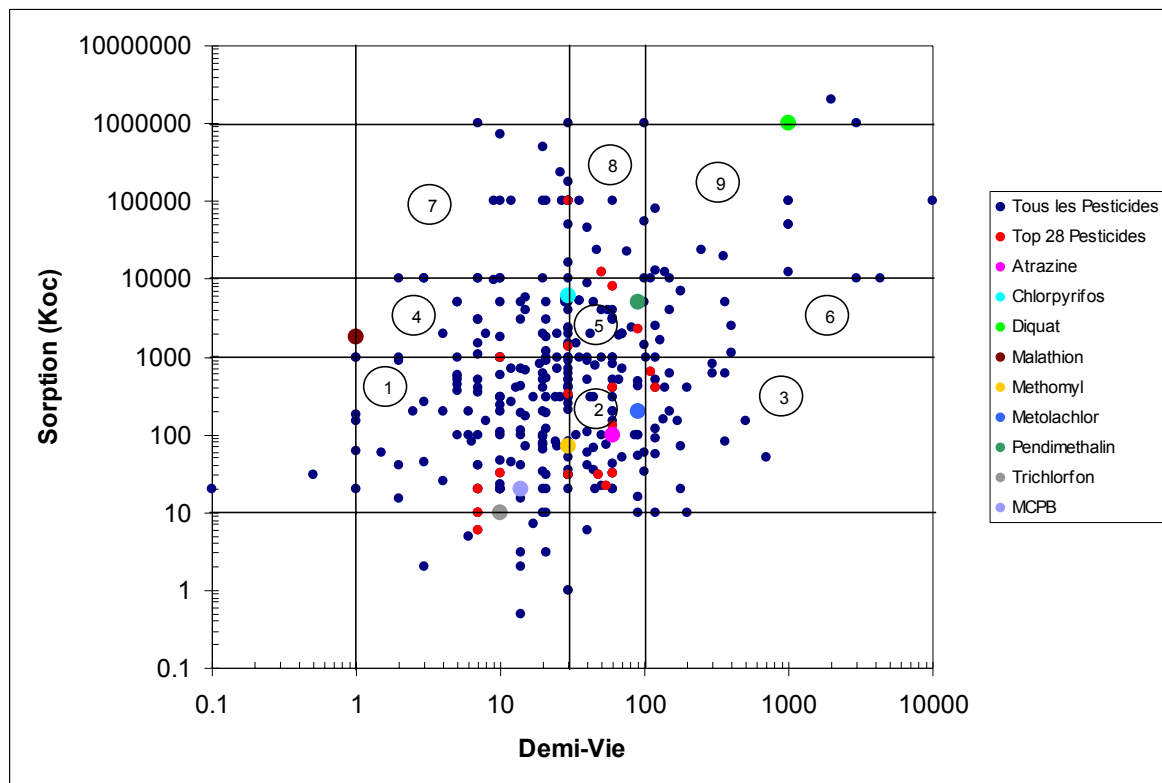


Figure 3.7 : Classification (en 9 classes) des 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « Top 28 pesticides » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « Top ten » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.

3.4.3.6 Proposition de classes de valeurs pour des catégories de pesticide-cibles

Le regroupement des pesticides tel que présenté ci-haut est basé sur la considération de plusieurs groupes chimiques de pesticides (340 au total) aux propriétés et aux usages pouvant être extrêmement différents. Par ailleurs, il peut se présenter d'autres objectifs plus précis pour lesquels une discrimination plus fine de classes de pesticides (selon leurs caractéristiques) serait souhaitée. Cela pourrait ainsi être le cas de la détermination des NPA pour des pesticides les plus couramment utilisés (en fréquence et/ou en densité d'utilisation) dans le(s) contexte(s) agropédoclimatique(s) du Canada. Pour de tels cas, il serait souhaitable de circonscrire plus précisément des gammes de valeurs des caractéristiques des pesticides correspondant davantage à la réalité du terrain et aux objectifs souhaités. Ainsi et par exemple, une distinction des 10 pesticides prioritaires d'EC (« *Top ten* »), lors de la détermination des NPA devant être associés à des valeurs futures de NPI, peut être souhaitable. De fait, un certain nombre de pesticides inclus dans la liste des « *Top ten* » (ou alors des 50 pesticides « prioritaires » d'EC) présente des valeurs ou bien de K_{oc} , ou bien de $t_{1/2}$, très peu (ou peu) différentes. Les zones de valeurs définies ci-haut pour un ensemble de 340 pesticides (neuf zones) doivent alors être davantage discriminées (ou adaptées) afin de bien différencier les risques environnementaux encourus par un nombre davantage restreint (*e.g.* 50 ou 10) de pesticides.

Ainsi, la détermination souhaitée ou souhaitable de NPA pour les 10 pesticides prioritaires d'EC (« *Top ten* ») constitue un cas intéressant du fait que certains pesticides de cette liste présentent une (ou des) caractéristique(s) (K_{oc} ou $t_{1/2}$) ou bien largement différente(s), ou bien peu différente(s). Pour ce dernier cas, il est proposé d'examiner plus en détail la fonction de régression de la Figure 3.5 (relation entre la solubilité et la sorption).

À cette fin, le cas de l'*Atrazine* (triazine) et du *Métolachlor* (amide) est particulièrement instructif. Les valeurs de demi-vie sont de 60 et 90 jours respectivement pour l'*Atrazine* et le *Métolachlor*. Bien que la demi-vie soit un paramètre-clé déterminant largement la grandeur des concentrations en composés migrant avec l'eau, ces valeurs de demi-vie ne sont pas, comparativement l'une avec l'autre, bien largement différentes. Cependant et toujours pour ces composés, les valeurs de K_{oc} sont de 100 et 200 mL/g respectivement pour l'*Atrazine* et le *Métolachlor*. Lorsque regroupés à l'intérieur d'une liste de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996), ces valeurs pour la sorption sont pour ainsi dire « équivalentes ». Cependant et comparés seuls l'un à l'autre, ces valeurs pour la sorption passent du simple au double. Tel que déjà mentionné, une faible variation dans la valeur de la sorption peut générer une variation importante au niveau des résultats de la simulation du transport des composés.

Toujours pour ces composés, les valeurs de solubilité sont de 33 et 530 mg/L respectivement pour l'*Atrazine* et le *Métolachlor*. Le *Métolachlor* est ainsi 16 fois plus soluble que l'*Atrazine*. Il est à noter que la solubilité est parfois un paramètre d'entrée direct ou indirect dans les modèles de

transport. En effet et puisqu'il est reconnu qu'il existe une relation linéaire inverse entre la sorption et la solubilité, de nombreuses fonctions de régression entre K_{oc} et la solubilité, retrouvées dans la littérature, sont quotidiennement utilisées afin d'estimer (à partir de la seule solubilité généralement très bien connue d'un composé) la valeur de K_{oc} . Cette très importante différence de solubilité entre les deux composés (et donc de sorption) aura, dans ces conditions d'application de la simulation du transport, un impact considérable sur l'évaluation du retard du composé comparativement à la vitesse de l'eau. Ceci signifie que le temps de transfert sera bien différent entre ces deux pesticides. De plus, l'impact que cette différence de solubilité peut avoir sur le facteur retard - qui est fonction de la sorption - implique que le temps d'exposition à la biodégradation sur ou dans le sol sera également bien différent entre les deux composés. Finalement, cette différence de solubilité (et donc de sorption) sur les sédiments érodés (par voie hydrique ou éolienne) implique que la dissipation de ces deux pesticides *via* leur transfert sous forme adsorbée sur les particules de sol ne sera pas comparable. Dans tous les cas, un impact important sur la prédiction du devenir et du transport est à prévoir pour ces deux composés.

Pourtant, lorsque intégrés à l'intérieur de la liste des 340 pesticides de Hornsby *et al.* (1996) (voir la position de chacun des composés sur le graphique de la Figure 3.5), l'*Atrazine* et le *Métolachlor* paraissent ne pas présenter de caractéristiques bien différentes. En réalité, il est bien visible, à partir de la relation présentée à la Figure 3.5, que le *Métolachlor* participe davantage à l'étroitesse de la relation entre K_{oc} et la solubilité, alors que l'*Atrazine* apparaît davantage comme un pesticide « déviant » de cette relation linéaire inverse. De fait, il est aisé de constater que le *Métolachlor* se situe dans un « groupe » de pesticides ayant des valeurs de K_{oc} comprises entre 100 et 1000 mL/g, et que l'*Atrazine* est à la frontière entre ce « groupe » et un autre « groupe » de pesticides ayant des valeurs de K_{oc} comprises entre 10 et 100 mL/g.

De même pour la solubilité de ces deux composés, le *Métolachlor* se situe dans un « groupe » de pesticides ayant des valeurs de solubilité comprises entre 100 et 1000 mg/L, alors que l'*Atrazine* se situe dans un « groupe » de pesticides ayant des valeurs de solubilité comprises entre 10 et 100 mg/L (Figure 3.5). Cette différence entre l'*Atrazine* et le *Métolachlor*, basée ici sur des « classes » de valeurs logarithmiques **à la fois** pour la sorption et la solubilité, montre bien que ces deux composés peuvent aisément être différenciés en deux « classes » distinctes de pesticides.

La signification de telles « classes » n'est pas seulement que numérique (*e.g.* classification selon les ordres de grandeur logarithmiques de la Figure 3.5) bien qu'une telle classification numérique peut déjà, en soi, être acceptable afin de discriminer deux composés inclus dans une courte liste de pesticides-cibles. En effet, la « déviation » de l'*Atrazine*, comparativement au *Métolachlor*, (ou réciproquement) de la relation linéaire inverse entre la sorption et la solubilité

indique nettement que ces deux composés possèdent non seulement des valeurs différentes et appréciables de caractéristiques physico-chimiques, mais de surcroît ne se comportent pas de la même façon à l'intérieur de cette relation linéaire inverse. Ceci se conçoit aisément en remarquant le fait que malgré une solubilité 16 fois plus importante que celle de l'*Atrazine*, le *Métolachlor* est deux fois plus adsorbé sur le sol (valeur de K_{oc}) que l'*Atrazine*. Ainsi, un composé davantage soluble qu'un autre (et donc théoriquement moins adsorbé sur le sol) est, dans ce cas-ci, davantage adsorbé.

Cet exemple montre que des pesticides apparemment peu différents lorsque intégrés dans une banque de 340 pesticides, peuvent être aisément discriminés en « classes » différentes sur la base de leurs propriétés et de leur comportement. Une telle « classification », qui n'est pas seulement que numérique pour les valeurs des caractéristiques des composés, prend une signification importante lors de la comparaison de la prédiction du devenir de ces composés dans l'eau et le sol. Ainsi et dans le cas d'une « liste limitée » de pesticides-cibles, il serait approprié d'adapter, éventuellement, le regroupement de « classes » de pesticides selon les objectifs poursuivis et la nature des composés comparés.

3.5 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

Les travaux présentés dans cette partie correspondent aux activités de l'étape AT1 décrits dans l'échéancier du projet. Les activités réalisées comprennent notamment :

- **Concentrations en pesticides dans les rivières Chaudière et Beaurivage**
 - (i) Validation, à l'aide du contrôle de qualité des dosages, des données de concentration en pesticides mesurées lors du suivi environnemental du Bras d'Henri (sous-bassin de la rivière Beaurivage) mené par l'INRS-ETE en 2005.
 - (ii) Acquisition complète des données météorologiques et hydrométriques correspondant aux trois campagnes de suivi répertoriées pour la qualité de la Rivière Beaurivage (MEF, 1996 et 1997, INRS-ETE 2005).
- **Enquête sur les pratiques culturales liées aux pesticides et sur les PGB**
 - (i) Acquisition et analyse des résultats de l'enquête menée auprès de Clubs de fertilisation et de producteurs agricoles situés dans les (sous)bassins versants d'étude. Cette enquête vise les mêmes années que celles des suivis des concentrations de pesticides (1996, 1997 et 2005).

- (ii) À ce stade, les résultats de cette enquête ont permis de caractériser, pour les fins de l'application des modèles de transport dans le sous-bassin de la rivière Beaurivage (1996, 1997, 2005) : (i) les pratiques phytosanitaires (formulations, pesticides, taux d'application, périodes de traitement, modes d'application, pratiques de réduction des intrants; (ii) les principales PGB incluant les pratiques de conservation du sol (travaux primaires du sol) pour limiter le ruissellement de surface et les dispositifs de protection des cours d'eau telles que la présence de bandes riveraines enherbées. Le point (i) a été bien documenté. Le point (ii) demanderait des investigations supplémentaires, du fait que les données obtenues sont présentement fragmentaires. En effet et dans les délais impartis par la durée du projet, seuls quelques producteurs ont pu être approchés suite aux enquêtes menées auprès des Clubs de Fertilisation.
- (iii) Les PGB pouvant être répertoriées pendant la durée de l'étude et sur la zone agricole ciblée ont été comparées à celles décrites par ailleurs pour différentes régions du Québec (BPR, 2005). Ceci a permis d'estimer, dans ces conditions, la représentativité de la description des PGB dans les régions du Québec (état actuel et tendances tels que décrits par BPR, 2005), en regard de celles prévalant (selon les informations disponibles) dans la présente zone d'étude (rivières Beaurivage et Chaudière).

Un certain nombre d'activités demeurent à être poursuivies afin de terminer la collecte et la classification des données pesticides. Ces activités sont décrites ci-après.

- **Identification de pesticides prioritaires pour EC et pour l'ARLA**

- (i) Lors du développement des NPA, un intérêt particulier sera toujours porté à la liste des « *top ten* » pesticides pour lesquels des NPI seront développés par EC.
- (ii) La liste des pesticides prioritaires pour l'ARLA demeure à être définie.

- **Classification des pesticides pour la détermination des NPA**

- (i) Une suite des activités permettra de mieux cibler les plages de valeurs (et de combinaisons de valeurs) des caractéristiques bio-physico-chimiques, et voire (éco)toxicologiques, pouvant permettre la définition des classes de pesticides.
- (ii) Une suite des activités permettra de dresser une liste des pesticides dont l'occurrence dans l'environnement devient déterminante pour la hiérarchisation des pesticides à risques (classification complète des pesticides, selon les critères de l'étude, pour la détermination des NPA).

4 APPLICATION DES MODÈLES

Pour les trois modèles, nous présentons d'abord une description générale du modèle. Les différentes étapes de la constitution des bases de données et de la digitalisation du bassin sont détaillées dans les annexes E, F et G. Nous présentons ici surtout l'application des modèles hydrologiques et de transport de pesticides et les résultats obtenus par comparaison aux données mesurées. Pour davantage de détails sur chacun des modèles, le lecteur est invité à consulter les manuels d'utilisation de chaque modèle.

4.1 BASINS/HSPF

4.1.1 Présentation générale

BASINS (*Better Assessment Science Integration point and Nonpoint Sources*) est un système d'analyse environnemental multi-usages permettant l'étude par bassin versant de la qualité de l'eau à différentes échelles (ex. : parcellaire, locale, régionale...). Cet outil a été développé par le « *U.S. Environmental Protection Agency's (EPA's) Office of Water* » (BASINS Version 3.1., 2004) afin de répondre à trois objectifs principaux qui sont :

- (i) Faciliter l'accès et l'analyse de l'information environnementale
- (ii) Supporter l'analyse de systèmes environnementaux
- (iii) Offrir une plate-forme de travail pour l'évaluation de pratiques de gestion alternatives

Le système BASINS est configuré pour supporter des études environnementales et écologiques dans un contexte de bassins versants. De plus, il présente une structure flexible permettant l'analyse à diverses échelles à l'aide d'outils et d'applications à la fois simples ou sophistiqués.

L'approche traditionnelle de caractérisation d'un bassin versant implique bon nombre d'étapes, notamment la collecte et la préparation des données, le regroupement de l'information, l'élaboration de cartes et de base de données, l'application et l'interprétation de modèles. Chacune de ces étapes implique l'utilisation de divers outils et systèmes informatisés. La réalisation de ces étapes de façon isolée peut occasionner des difficultés d'intégration, limiter la coordination et augmenter considérablement le temps d'exécution d'étude. BASINS facilite les études environnementales par bassin versant en regroupant les données requises ainsi que les composantes d'analyse sur une plate-forme commune. L'usage d'une fenêtre unique permet à l'analyste d'accéder aisément aux couches d'informations, d'appliquer des outils de caractérisation et de planification et également d'appliquer divers modèles liés à la qualité de

l'eau. Le regroupement des composantes principales permet donc de réduire le temps d'analyse, de répondre plus rapidement aux interrogations et finalement d'identifier plus rapidement les besoins liés aux données et aux pratiques de gestions.

Le système BASINS est intégré dans un système d'informations géographiques (SIG) permettant ainsi la représentation sous forme de cartes, tables et graphiques des diverses couches d'informations. À l'aide d'une telle plate-forme, BASINS rend possible l'intégration d'un large éventail d'informations (ex : occupation du territoire, type de sols, stations de mesures, sources ponctuelles de polluants...) et ce, pour une échelle déterminée par l'utilisateur.

Le système BASINS comprend une suite de composantes inter-reliées visant l'analyse de divers aspects environnementaux. Ces composantes incluent :

- Des outils de développement de nouveaux projets relatifs à un bassin versant
- Des outils d'analyse et de caractérisation (*TARGET*, *ASSESS* et *Data Mining*)
- Des utilitaires pour le regroupement et l'évaluation des données
- Des outils de génération de bassins versants
- Des utilitaires pour la classification de modèles numériques de terrain, d'occupation de territoire, du type de sol et l'observation de la qualité de l'eau
- La production de rapports facilitant le regroupement et l'extraction d'informations relatives au bassin versant
- Deux modèles de bassins versants de transport et charge de contaminants : *HSPF* et *SWAT*
- Un modèle simplifié d'estimation de sources non ponctuelles de pollutions basé sur des moyennes annuelles : *PLOAD*
- Un outil de simulation hydrologique basé sur un système d'informations géographiques : *AGWA* (*Automated Geospatial Watershed Assessment Tool*).

Les composantes d'analyse et de caractérisation intégrées à un SIG permettent rapidement à l'utilisateur d'évaluer la zone d'étude, d'organiser l'information, d'obtenir et présenter des résultats. Les modules de modélisation permettent, quant à eux, d'évaluer les impacts de polluants provenant de sources ponctuelles ou non. Conjointement, ces modules supportent divers aspects spécifiques liés à la gestion par bassin versant. Ces aspects visent à :

- Identifier et prioriser la qualité de l'eau de cours d'eau à risque
- Fournir et caractériser les données liées aux sources de polluants tout en évaluant leurs magnitudes et leurs significations

- Intégrer les sources de polluants, leurs dégradations et leurs transports
- Évaluer et comparer le potentiel de diverses stratégies et pratiques de gestion
- Visualiser et communiquer au public les conditions environnementales à l'aide de tables de données, de graphiques et de cartes.

Cette structure décrite peut être représentée à l'aide de la Figure 4.1 L'interface principale du système BASINS est présentée à la Figure 4.2.

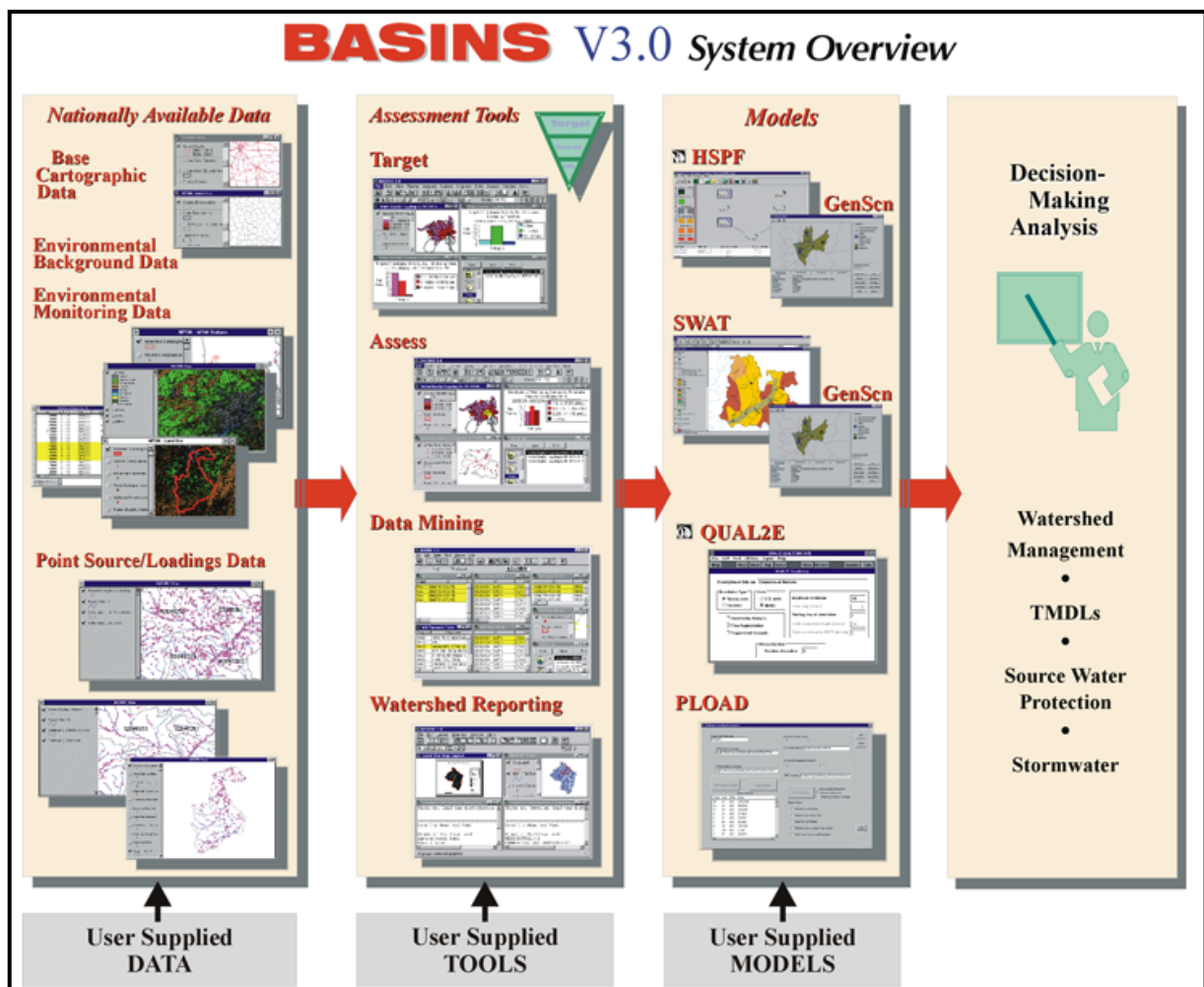


Figure 4.1 : Représentation sommaire des composantes du système BASINS

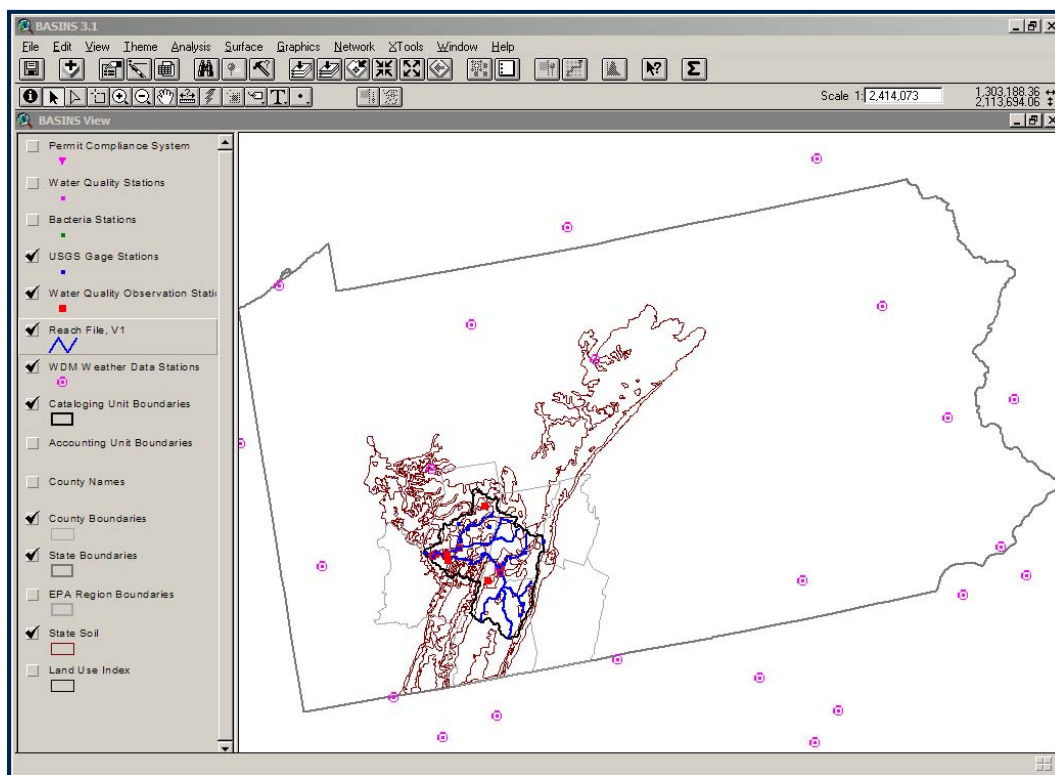


Figure 4.2 : Interface principale du modèle BASINS

4.1.1.1 Outils d'analyse et de caractérisation environnementale

Tel que décrit précédemment, le système BASINS comprend 3 outils d'analyse et de caractérisation permettant la réalisation d'études à diverses échelles.

(i) TARGET

Cet outil permet l'évaluation de la qualité de l'eau sur la superficie totale d'un secteur regroupant plusieurs bassins-versants. Il intègre les données disponibles pour un tel secteur et permet la synthèse des résultats en terme de bassins-versants et ce, pour un large éventail de paramètres environnementaux.

(ii) ASSESS

Cet outil opère sur un bassin versant unique et se concentre sur des localités précises (Stations de qualité de l'eau) liées au réseau hydrographique. Il permet d'établir des relations entre les

conditions d'un élément du réseau hydrographique et des sources potentielles de polluant. Il assure également le suivi spécifique de divers tronçons (état, changements temporels, disponibilité des données, efforts de caractérisations, analyses de causes à effets)

(iii) *DATA MINING*

Cet outil établit des liens dynamiques entre diverses données à l'aide de cartes et de tables de données. En ce sens, il facilite l'intégration et l'interprétation environnementales de l'information historique et géographique. De plus, il assiste l'utilisateur et complète les outils précédents dans le processus de précision et de raffinement de l'analyse en passant d'une échelle régionale à celle de sites spécifiques (ex : stations de mesures).

4.1.1.2 *Modèles de transport de polluants*

Tel que mentionné, trois modèles sont intégrés au système BASINS afin de permettre la simulation du comportement de divers composés chimiques toxiques, polluants ou nutriments. L'utilisation de tels modèles s'articule autour de lignes directrices qui sont la préparation des données, la sélection de routines de calculs et l'utilisation d'outils de visualisation. Ces modèles sont :

(i) *HSPF*

HSPF (Bicknell *et al.* 2001) est un modèle de bassin versant permettant la simulation de la pollution diffuse sur un bassin versant. Il permet également la simulation de débits et l'évaluation de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique. Il peut être opéré sur un seul bassin versant ou encore sur un regroupement de sous bassins interconnectés généré à partir d'outils de délimitation offerts par BASINS. Le modèle HSPF requiert en entrée les données suivantes :

- L'utilisation du territoire
- Le réseau hydrographique
- Les données météorologiques
- L'information sur les polluants à évaluer

Il est à noter que l'extension WinHSPF interagit directement avec les utilitaires et les jeux de données du modèle BASINS pour faciliter l'extraction de l'information pertinente et la préparation des fichiers d'entrée du modèle HSPF. Cette extension constitue une fenêtre Windows de représentation du modèle.

(ii) *SWAT*

SWAT constitue un modèle physique développé pour mesurer l'impact de la gestion de l'utilisation du territoire sur l'eau, les sédiments et les composés chimiques liés à l'agriculture pour des bassins-versants complexes et de grandes étendues présentant des variations temporelles des types de sols, de l'utilisation du territoire et des conditions de gestion. À noter que SWAT peut être utilisé hors de l'environnement informatique offerte par BASINS et c'est cette avenue que nous avons privilégiée pour ce projet (voir section 4.2).

(iii) *PLOAD*

L'extension PLOAD a été développée pour le calcul des charges de polluants pour un bassin versant. Cette application estime les sources de pollution non ponctuelles sur une base annuelle. Elle peut être appliquée pour tout polluant spécifique. PLOAD se veut un modèle générique agissant comme évaluateur dans la gestion par bassin versant ou la protection d'étendue d'eau libre.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet a consisté à constituer les bases de données nécessaires à l'application des modèles, à appliquer et caler le modèle hydrologique et à appliquer le modèle de transport de pesticides.

4.1.2 Données requises par BASINS

Le système BASINS supporte un large éventail de bases de données qui doivent être extraites et formatées afin de faciliter la modélisation et l'analyse par bassin versant. La provenance des données d'entrées peut être diverse et complexe et leur intégration relève de leur caractère environnemental, de leur disponibilité et de leur résolution. Ces données sont regroupées en divers champs qui sont :

(i) Les données cartographiques

Les données cartographiques regroupent les limites administratives, hydrologiques et les routes principales. Ces données sont essentielles pour la localisation du secteur d'étude et la définition de la superficie drainée par le bassin versant. Plus précisément, ces données sont :

- Les limites du bassin versant
- Les routes
- Les zones urbaines
- Les limites provinciales, régionales, municipales et récréo-touristiques

(ii) Les données contextuelles environnementales

Les données contextuelles environnementales offrent des informations de support à la caractérisation du bassin versant et l'analyse environnementale. Il s'agit de données sur les caractéristiques des sols, de l'occupation du territoire et du réseau hydrographique. Ces informations sont utilisées conjointement avec les outils de modélisation afin d'obtenir une caractérisation plus détaillée des conditions du bassin versant et des caractéristiques des sources et charges ponctuelles de polluants. Ces données incluent :

- Les secteurs écologiques ainsi que les parcs et réserves
- Les types de sols (base de données pédologiques)
- Les caractéristiques du réseau hydrographique
- Le modèle numérique de terrain
- L'utilisation du territoire

(iii) Les données de suivi environnemental

Le système BASINS comprend plusieurs couches de données environnementales s'inscrivant dans un contexte de mesure de la qualité de l'eau. Ces données sont propres au bassin versant et permettent de mieux caractériser la qualité de l'eau de certains tronçons ou encore de cibler des secteurs à risque. Ces données peuvent également être utilisées pour évaluer le statut actuel ou l'étude historique de l'état de divers cours d'eau ou encore mesurer l'impact de pratiques de gestion. Ces données regroupent

- Les stations de mesures et d'observations de la qualité de l'eau
- Les stations de mesures de bactéries
- Les stations hydrométriques
- Les stations météorologiques

(iv) Les données de charges et sources ponctuelles de rejets et polluants

Le système BASINS comprend également des informations portant sur les charges et sources ponctuelles de polluants. La localisation, le type de sources ainsi que l'estimation de la charge de polluant sont donc fournis au modèle. Ces charges sont donc utilisées pour supporter l'évaluation des charges sommaires sur le bassin versant combinant à fois les sources ponctuelles et non ponctuelles. Des sources potentielles de polluants pouvant occasionner des déversements accidentels ou encore les sources d'émission de polluants dans l'air peuvent également être ajoutées.

4.1.3 Constitution de la base de données

Cette étape est décrite en détail à l'ANNEXE E.

4.1.4 Application et calage du modèle hydrologique de HSPF

L'application du modèle HSPF a été longue et fastidieuse. Les étapes qui ont été suivies et les résultats complets sont détaillés à l'ANNEXE E.

À titre d'exemple, la Figure 4.3 présente la comparaison entre les débits simulés après le calage et ceux mesurés à l'exutoire de la rivière Beurivage (Station #5 Beurivage à St-Etienne) pour la période comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 1991. À noter que certaines crues estivales (alentours du 20 juillet) et automnales (alentours du 27 novembre) ne sont pas du tout reproduites par le modèle et que la fonte printanière simulée n'est pas du tout représentative (fonte excessive de la mi-mars au début avril et sous estimation de la crête printannière aux alentours du 10 avril).

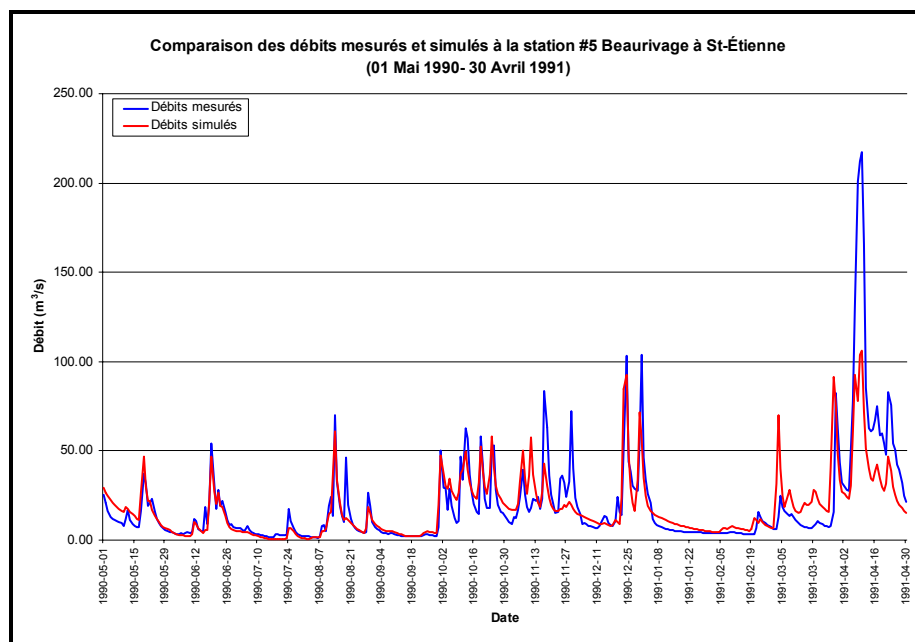


Figure 4.3 : Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (1^{er} mai 1990 - 30 avril 1991)

Afin de contribuer à la compréhension ultérieure de l'application PEST du modèle HSPF, une attention particulière peut être portée à la simulation des débits à l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage (Station #5 Beaurivage à St-Étienne) pour les périodes comprises entre le 1^{er} juin et le 31 juillet 1996 et 1997. Les Figure 4.4 et Figure 4.5 présentent la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour ces périodes respectives pour lesquelles certaines mesures sur les pesticides (Atrazine et métalochlore) sont disponibles.

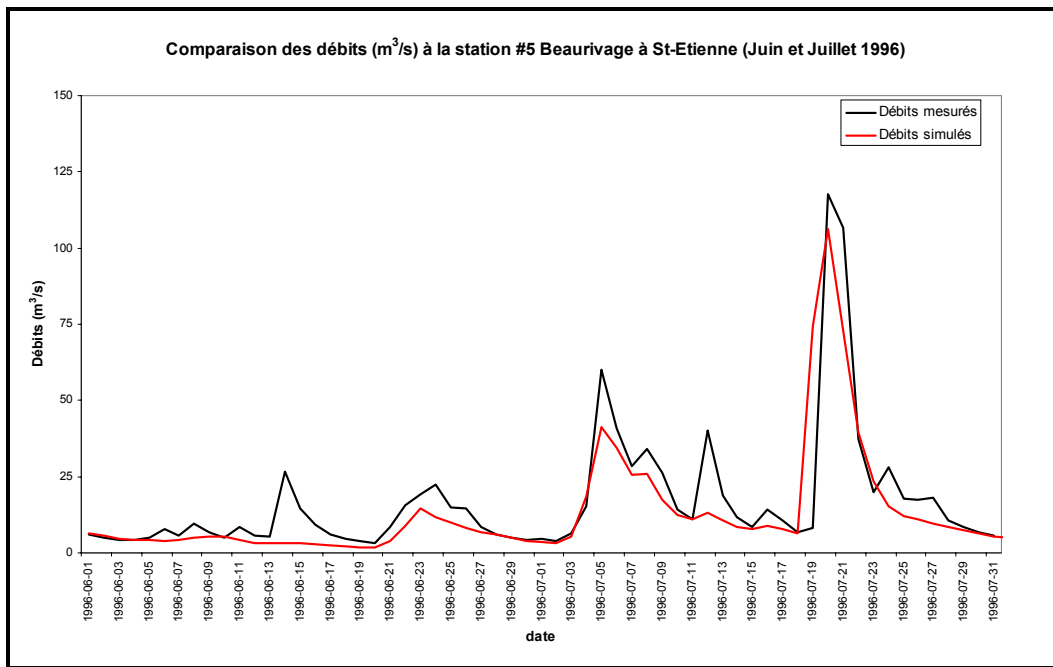


Figure 4.4 : Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (juin et juillet 1996)

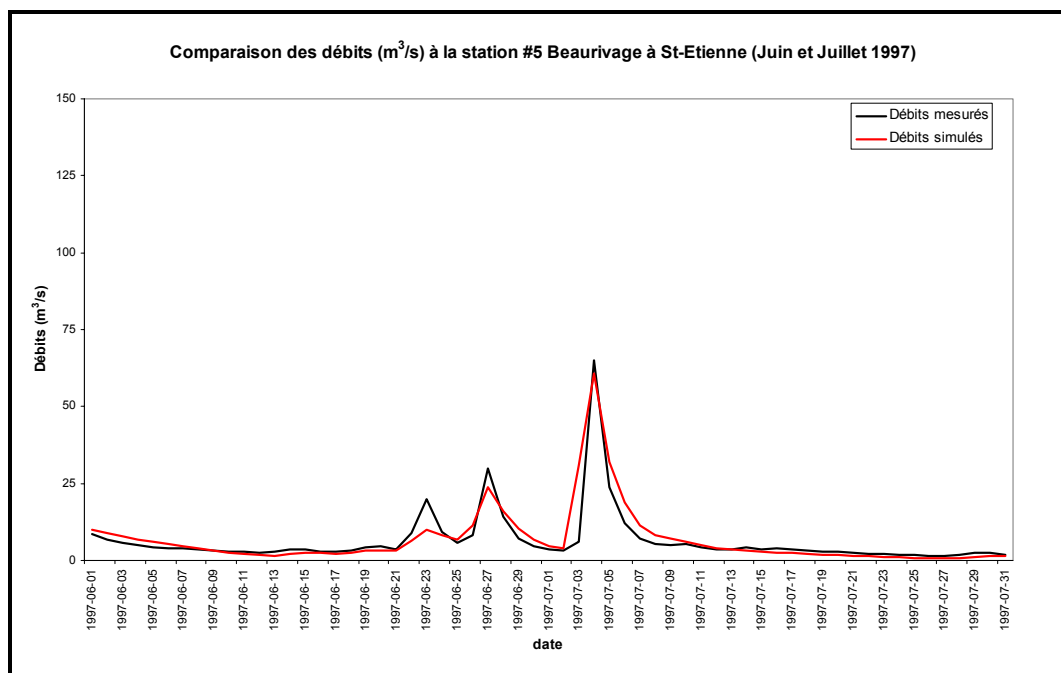


Figure 4.5 : Comparaison des débits simulés (HSPF) et mesurés (juin et juillet 1997)

Les Figure 4.4 et 4.5 démontrent une bonne correspondance entre les débits simulés et mesurés pour les périodes relatives aux mesures de pesticides. Toutefois, l'occurrence et l'amplitude de certaines crues ne sont pas respectées par le modèle HSPF (13-15 juin et 11-14 juillet 1996). Ces différences découlent entre autre de l'usage de fichiers de précipitations moyennes sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage en raison des limites du modèle HSPF. Néanmoins les résultats obtenus pour ces deux période encouragent l'application de PEST afin d'évaluer la contamination du l'eau par certains pesticides.

4.1.5 Application et calage du modèle d'érosion de HSPF

L'application et le calage du modèle d'érosion d'HSPF sont décrits en détail en ANNEXE E. Les charges annuelles et saisonnières ont été estimées à l'aide de deux méthodes : le ratio estimator (voir le calcul dans Quilbé *et al.*, 2006) et une méthode statistique d'estimation des charges qui a été développée au sein de notre équipe (Mailhot *et al.*, en préparation). Cette dernière méthode permet d'estimer la distribution des valeurs possibles de charges pour un débit donné à l'échelle journalière. Rappelons que ces méthodes restent des estimations qui s'accompagnent d'une incertitude difficile à quantifier. La Figure 4.6 présente la comparaison entre les charges mesurées, estimées et simulées à l'exutoire de la rivière Beurivage (Station #5 Beurivage à St-Etienne) pour la période comprise entre le 1^{er} mai 1996 et le 30 avril 1997.

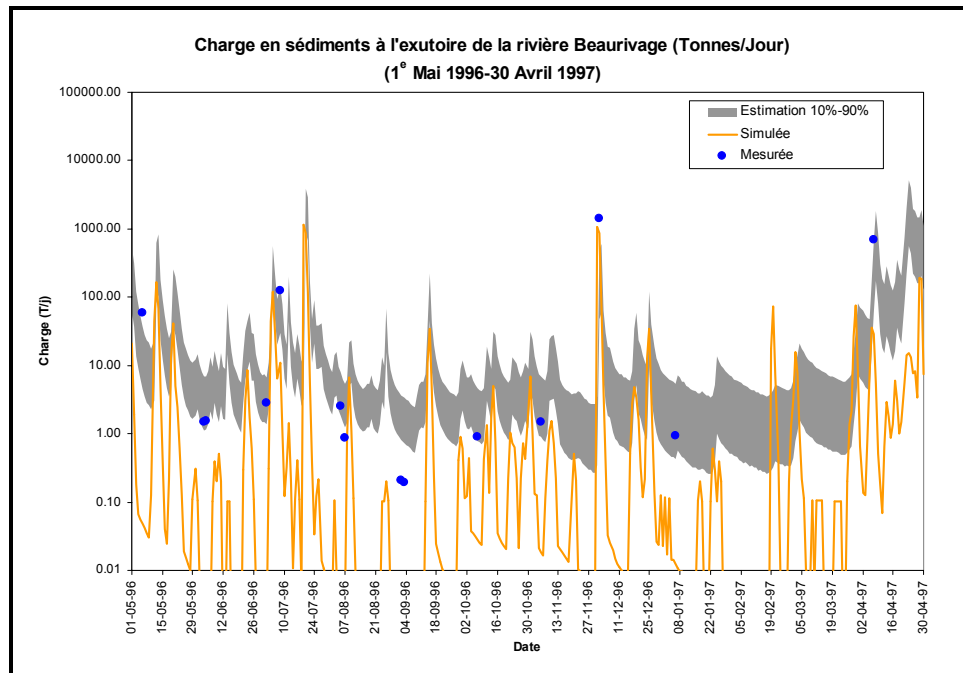


Figure 4.6 : Comparaison des charges en sédiments simulées (HSPF), estimées et mesurées

On observe que les charges et concentrations en sédiments présentent de fortes variations s'accordant avec l'occurrence de débit de surface et la présence de crues induites par des événements pluvieux ou de fonte du couvert nival. Le modèle HSPF n'arrive pas à simuler la présence de sédiments lors des périodes d'étiage. Toutefois, il convient de noter que les concentrations mesurées lors des périodes d'étiage demeurent assez faibles s'approchant de la limite de détection des mesures (1 mg/l). Par conséquent, il demeure difficile de comparer les valeurs de charges simulées tant avec celles estimées ou mesurées lors de telles périodes. L'apport en sédiments simulé par le modèle HSPF se limite donc au période de crues induites par des événements pluvieux ou lors de la fonte du couvert de neige. Le comportement résultant des sédiments simulés s'apparente donc à une série de pointes consécutives qui s'accordent toutefois avec les pointes des charges et concentrations en sédiments estimées.

4.1.6 Application et calage du modèle de transport de pesticides de HSPF

4.1.6.1 Application du modèle

L'application PEST permet la modélisation du comportement des pesticides en simulant les processus de dégradation, d'adsorption et de transport. La présence des pesticides est donc simulée à la fois dans les horizons du sol et les différents types d'écoulements et ce sous trois formes distinctes : dissoute, adsorbée ou cristalline. L'utilisateur peut choisir entre plusieurs approches de modélisation. Cela est détaillé à l'ANNEXE E.

Le modèle HSPF a été utilisé pour modéliser le comportement de l'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage en raison de la présence de mesures d'Atrazine à proximité de l'exutoire du bassin pour les périodes comprises entre les 1^{er} juin et 31 juillet 1996 et 1997.

4.1.6.2 Scénario de gestion

Les scénarios de gestion suivants ont été utilisés :

- L'Atrazine est appliqué lors des jours secs compris entre le 1^{er} et 15 juin.
- L'application est faite au courant de la journée entre 7:00 AM et 18:00 PM approximativement.
- Le taux d'application horaire résulte du ratio entre la quantité totale d'Atrazine appliquée et la superficie totale de maïs multipliée par le nombre total d'heures d'application potentielle.

Un tel calcul résulte de l'absence de connaissance des dates exactes d'applications d'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage pour ces années 1996 et 1997.

- Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1996 : application de 260.8 kg d'Atrazine sur 375.7 ha de maïs sur un nombre potentiel de 48 heures d'application.
- Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1997 : application de 205 kg d'Atrazine sur 311 ha de maïs sur un nombre potentiel de 144 heures d'application.

Les valeurs de superficie des cultures de maïs ont été générées par le modèle GIBSI afin de prendre en compte la rotation des cultures et obtenir un taux d'application plus représentatif de la réalité terrain.

Comme le modèle HSPF ne prend pas en compte la rotation des cultures et présente une superficie complète en maïs de 512 ha, il est nécessaire de procéder à l'application d'Atrazine, indiquée précédemment, sur l'ensemble de cette superficie. Ainsi, la quantité d'Atrazine totale peut être préservée.

Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1996, le taux d'application résultant est de **0.51 kg/ha** (0.45 lb/ac) appliqué sur un nombre total de 48 heures soit **0.0106 kg/ha.heure** (0.0095 lb/ac.heure).

Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1997, le taux d'application résultant est de **0.40 kg/ha** (0.36 lb/ac) appliqué sur un nombre total de 144 heures soit **0.0028 kg/ha.heure** (0.0025 lb/ac.heure).

Par la suite, il est nécessaire, à l'aide des énoncés précédents, de constituer des fichiers horaires d'application d'Atrazine qui seront par la suite intégrés au modèle HSPF.

Afin de compléter la simulation du comportement des pesticides, l'utilisateur doit procéder à certaines applications du module RCHRES (ADFG, CONSGF, SEDFG, GQALFG, voir ANNEXE E).

4.1.6.3 Résultats

La Figure 4.7 et la Figure 4.8 présentent les résultats initiaux de comparaison entre les concentrations d'Atrazine mesurées et simulées à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beurivage. Les mesures de précipitations moyennes sont ajoutées aux concentrations d'Atrazine afin de faciliter la compréhension des mesures obtenues ainsi que des concentrations simulées.

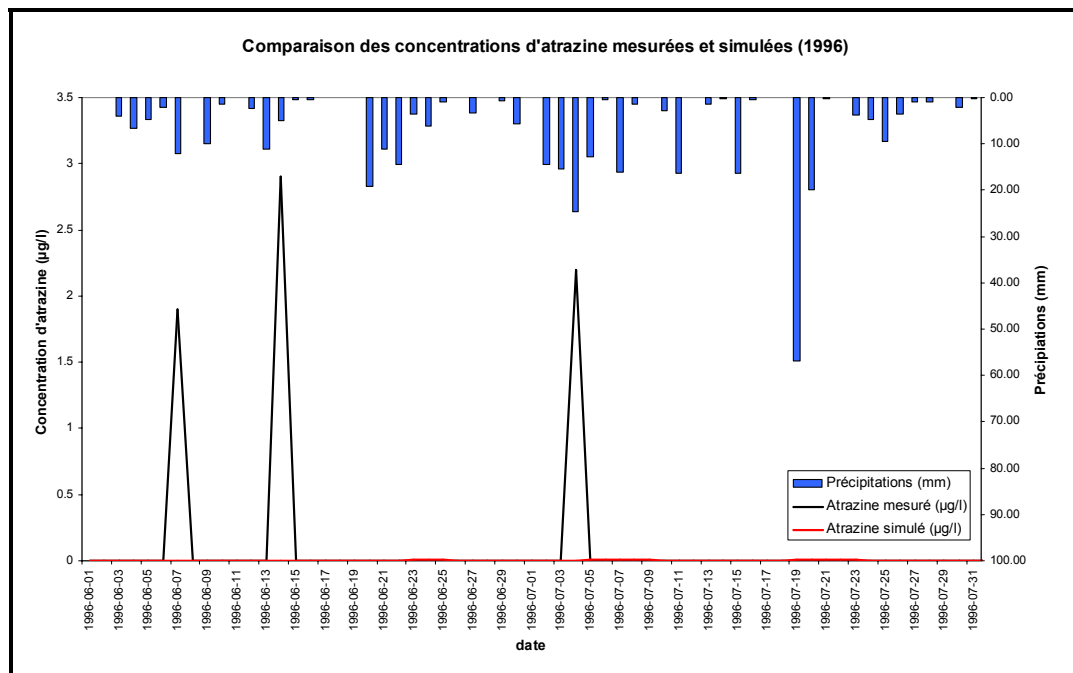


Figure 4.7: Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (HSPF) et mesurées (1996)

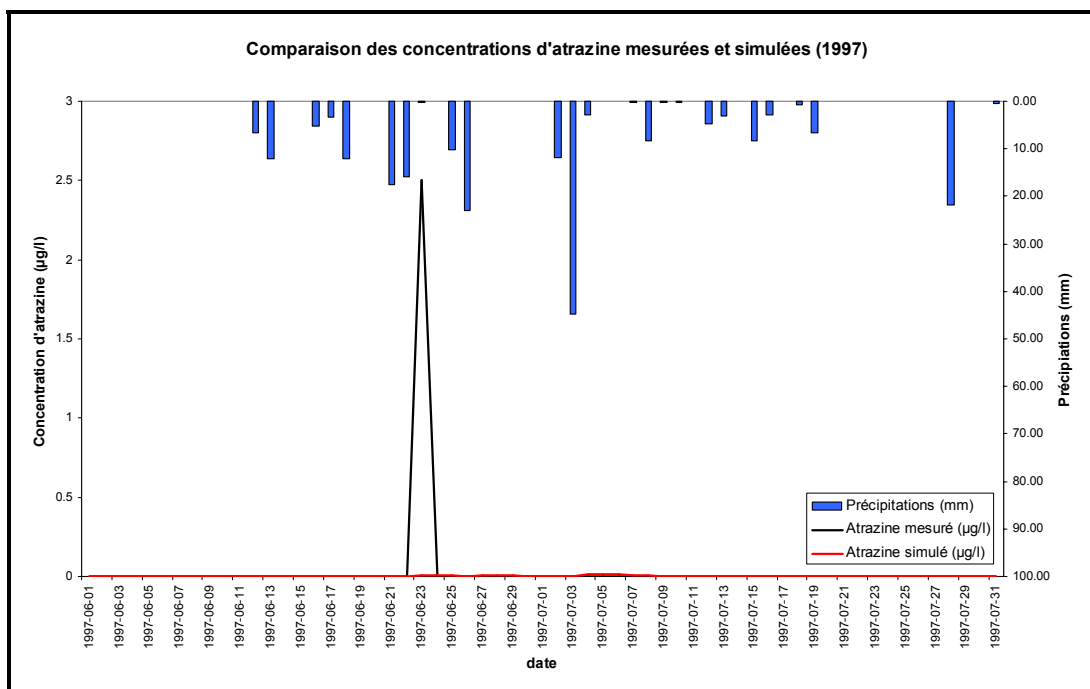


Figure 4.8 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (HSPF) et mesurées (1997)

Les figures précédentes démontrent clairement les difficultés du modèle HSPF à modéliser le comportement de l'Atrazine. Les concentrations d'Atrazine simulées sont largement inférieures à celles mesurées. De plus, elles présentent des décalages notables en comparaison avec les dates d'observation de la présence de ce pesticide. Un tel résultat suppose :

1. Qu'une partie très importante de l'Atrazine appliquée se retrouve en concentrations élevées dans l'horizon de surface du sol suite à son application.
2. La migration trop faible de l'Atrazine vers les tronçons drainant les cultures de maïs.

La Figure 4.9 et la Figure 4.10 dénotent clairement la présence d'Atrazine en continu à la surface du sol et souligne leur dégradation plutôt que leur transport vers les cours d'eau.

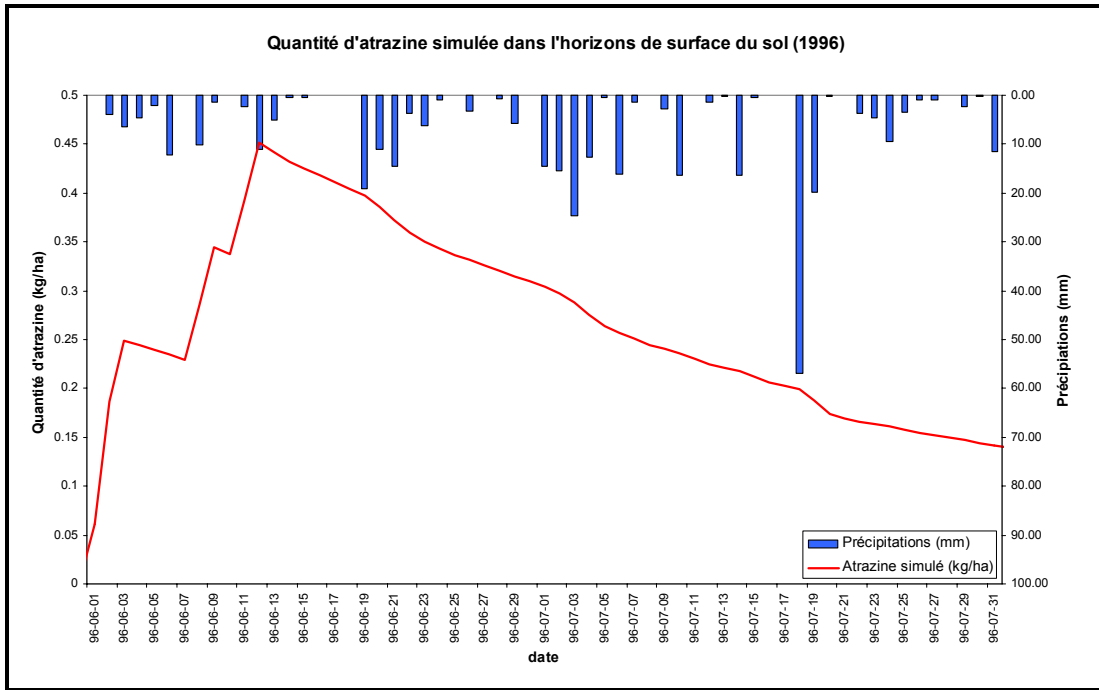


Figure 4.9 : Quantité d’Atrazine simulée (HSPF) dans l’horizon de surface du sol (1996)

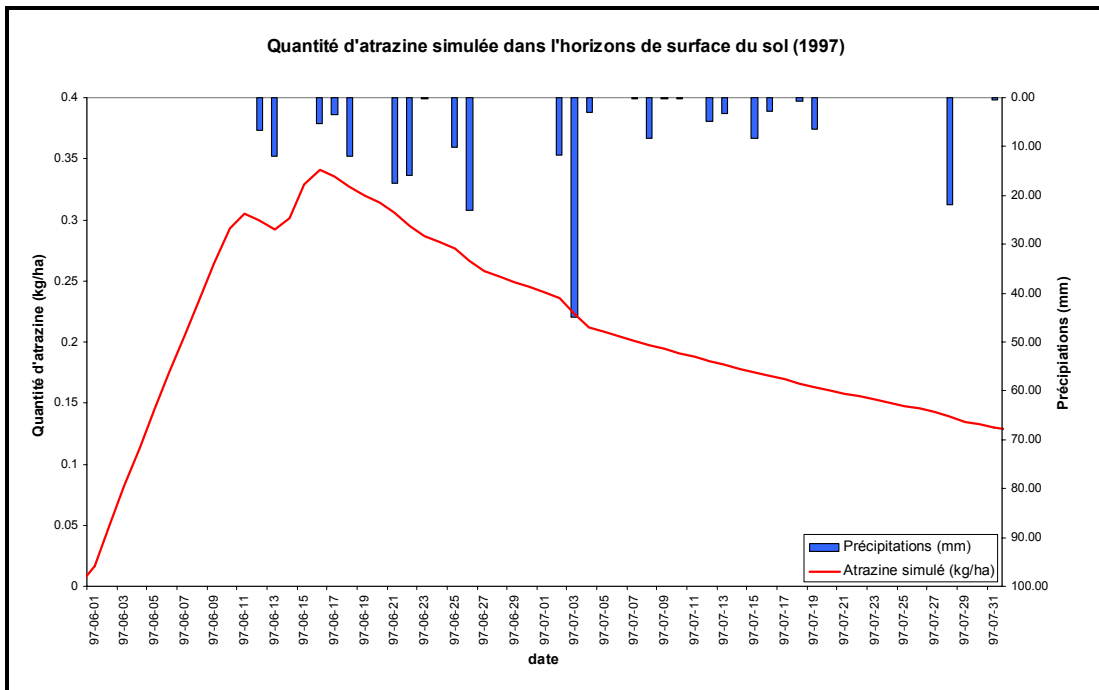


Figure 4.10 : Quantité d’Atrazine simulée (HSPF) dans l’horizon de surface du sol (1997)

Les figures précédentes démontrent clairement l'augmentation de la quantité d'Atrazine induite par son l'application sur les cultures. Inversement, la perte d'Atrazine est essentiellement liée à sa dégradation accompagnée de courte période de relargage dans les cours d'eau. Ces périodes correspondent à une accentuation momentanée de la pente décroissante de la quantité d'Atrazine par hectare de maïs.

Face à ces observations, il est possible d'envisager un calage *a posteriori* de l'application P WATER pour la classe d'occupation maïs dans le but d'augmenter le relargage d'Atrazine dans les cours d'eau. En ce sens, les paramètres d'infiltration de la classe maïs peuvent être ajustés. Toutefois, jusqu'à présent, aucun calage satisfaisant du modèle HSPF n'a permis d'obtenir des concentrations d'Atrazine s'approchant de celle mesurées. Bien que ce modèle, présente certaines aptitudes à reproduire les débits mesurés en rivière il ne parvient pas à simuler le comportement de pesticides tel l'Atrazine. Les concentrations d'Atrazine générées demeurent nettement inférieures à celles observées tel que démontré à la Figure 4.7 et à la Figure 4.8. Néanmoins il pourrait être envisageable d'intégrer à la classe maïs certaines pratiques de gestion agricole afin d'évaluer leurs effets relatifs sur les concentrations d'Atrazine simulées.

En ce sens, il est à noter que le modèle HSPF n'inclue pas de pratiques de gestion agricoles préétablies pour les pesticides. Par conséquent, l'utilisateur doit instaurer manuellement les pratiques désirées. De plus leur intégration au modèle s'exprime par leurs effets sur les quantités de pesticides appliqués, présents dans les différents horizons du sol, rejetés dans les cours d'eau ou encore sur les concentrations présentes dans chacun des tronçons. Par exemple il serait possible d'appliquer une pratique de gestion agricole sur certains sous-bassins versants et contribuant au remaniement de 10%, 20% ou 30% (au choix) des pesticides rejetés dans les cours d'eau par les horizons du sol de la classes d'occupation concernée (ex : maïs). Mais jusqu'à présent de telles pratiques ne démontreraient que la possibilité d'intervenir sur l'avenir des pesticides et non l'évaluation de pratique de gestion proprement dites.

4.2 SWAT

4.2.1 Présentation générale

SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) est un modèle mécaniste développé pour mesurer l'impact de la gestion de l'utilisation du territoire sur l'eau, les sédiments et les composés chimiques liés à l'agriculture pour des bassins versants complexes et de grandes étendues présentant des variations temporelles des types de sols, de l'utilisation du territoire et des

conditions de gestion. Il a été développé par Arnold *et al.* (1996) pour l'USDA Agricultural Research Service (ARS). C'est un modèle continu avec un pas de temps de calcul journalier.

Les processus pris en compte par SWAT sont l'hydrologie de surface, l'érosion, la température du sol, la croissance des plantes, le transport des nutriments et des pesticides (Neitsch *et al.*, 2001; Arnold and Fohrer, 2005). SWAT ne prend pas en compte l'infiltration vers les eaux souterraines. SWAT permet de simuler l'effet des pratiques agricoles sur ces processus. Le pas de temps des modèles est journalier. La définition des unités spatiales de calcul est assez différente de BASINS et GIBSI : SWAT est basé sur une unité de réponse hydrologique (URH) qui correspond à une portion de territoire, définie à l'intérieur d'un sous-bassin, caractérisée par une unique occupation du sol, un unique type de sol et un unique type de pratique agricole.

Le modèle hydrologique de SWAT est basé soit sur la procédure du SCS Curve Number (Soil Conservation Service, 1972), soit sur la méthode d'infiltration de Green et Ampt (Green et Ampt, 1911). Étant donné l'absence de données de précipitation à un pas de temps inférieur à la journée (requis pour l'approche de Green et Ampt), nous avons adopté la procédure SCS-CN. La procédure utilisée dans la version actuelle de SWAT2000 est une version modifiée de celle proposée par Sharpley et Williams (1990).

4.2.2 Constitution de la base de données

De la même manière que pour BASINS, le travail de constitution de la base de données est présenté en ANNEXE F.

4.2.3 Application et calage du modèle hydrologique

Les détails du calage du modèle hydrologique de SWAT sont donnés à l'ANNEXE F. Ce calage a été réalisé en deux étapes. Nous avons étudié la performance du modèle SWAT en reproduisant le régime hydrique pour le bassin de la Beaurivage, à des résolutions temporelles différentes (annuelle, saisonnière et quotidienne). On a fait l'exercice en utilisant une procédure de calage-validation manuelle qui vise soit à reproduire le processus hydrologique observé, soit à identifier la sensibilité du modèle aux divers paramètres incorporés dans sa formulation. Les résultats obtenus pour quatre années de la période de calage sont représentés sur la Figure 4.11.

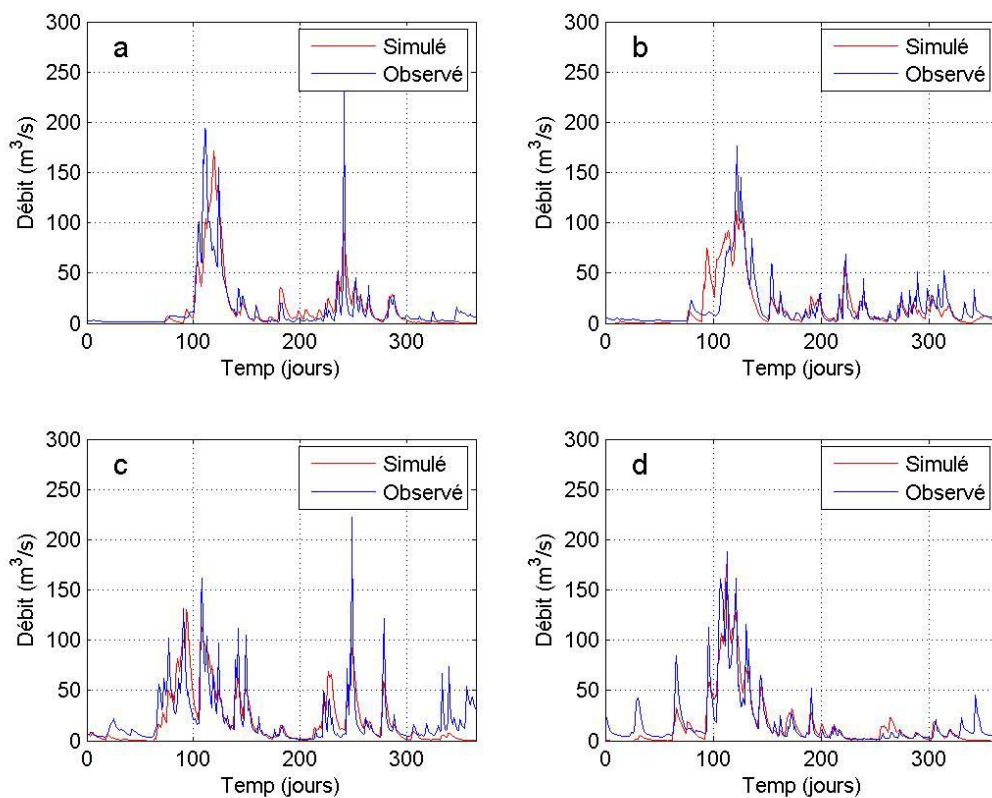


Figure 4.11 : Séries journalières des débits mesurés et simulés (SWAT) pour les années 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).

La deuxième étape a consisté à affiner le calage en considérant une plus grande période de mesures (1990-2000).

Il est à noter que le modèle SWAT présente certaines lacunes dans la simulation des faibles débits. Le modèle tend à sous estimer les débits de faible amplitude et à surestimer très légèrement les débits de crues. Toutefois, la bonne correspondance entre les courbes souligne un calage et un comportement hydrologique satisfaisant du modèle SWAT.

La Figure 4.12 présente la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour la période de mesure servant à la validation du modèle de transport des pesticides (Atrazine et Métolachlor).

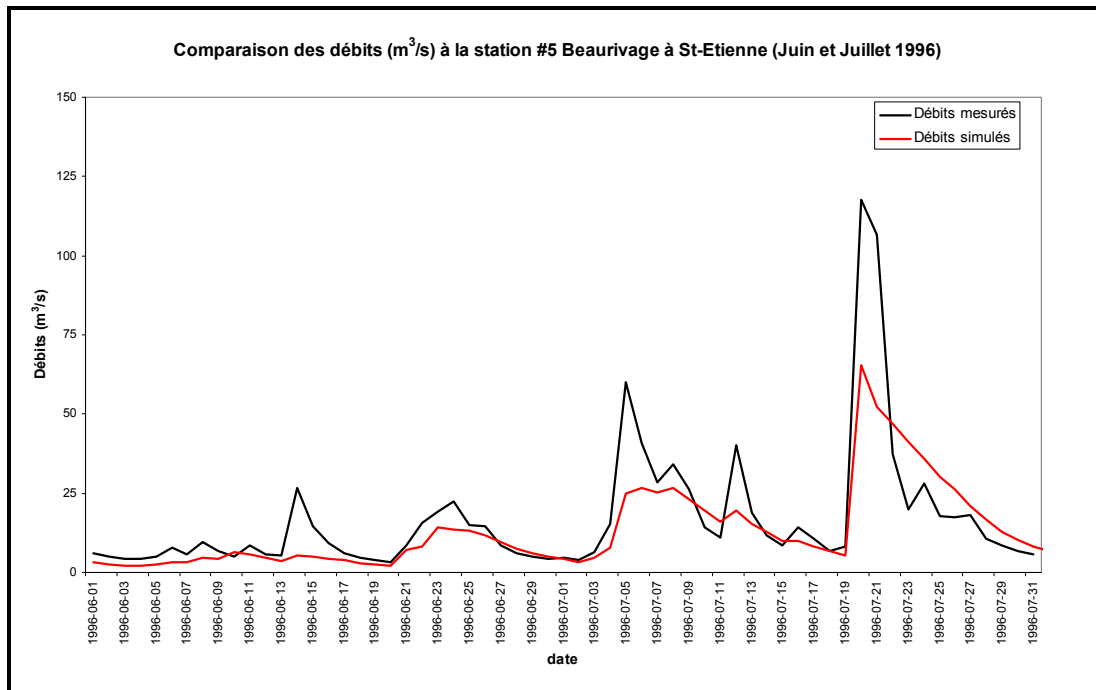


Figure 4.12 : Comparaison des débits simulés (SWAT) et mesurés (juin et juillet 1996)

Ces courbes illustrent qu'il existe une correspondance entre les débits simulés et mesurés. Toutefois, l'occurrence et l'amplitude de certaines crues ne sont pas respectées par le modèle (13-16 juin et 5, 13 et 21-22 juillet).

4.2.4 Application et calage du modèle d'érosion et transport des sédiments

Les détails du calage du modèle d'érosion sont donnés à l'ANNEXE F.

Les Figure 4.13 et 4.14 présentent la comparaison entre les charges et concentrations en sédiments mesurés, estimées par le modèle statistique de comparaison et simulées par le modèle SWAT à l'exutoire de la rivière Beurivage (Station #5 Beurivage à St-Etienne).

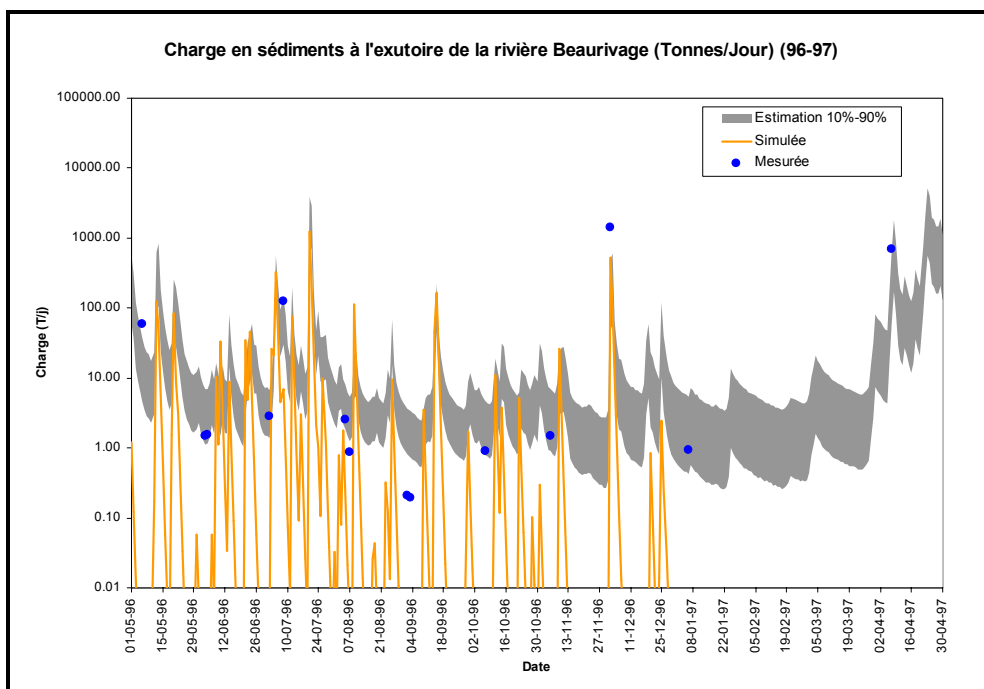


Figure 4.13 : Comparaison des charges en sédiments simulées (SWAT), estimées et mesurées (1996-97)

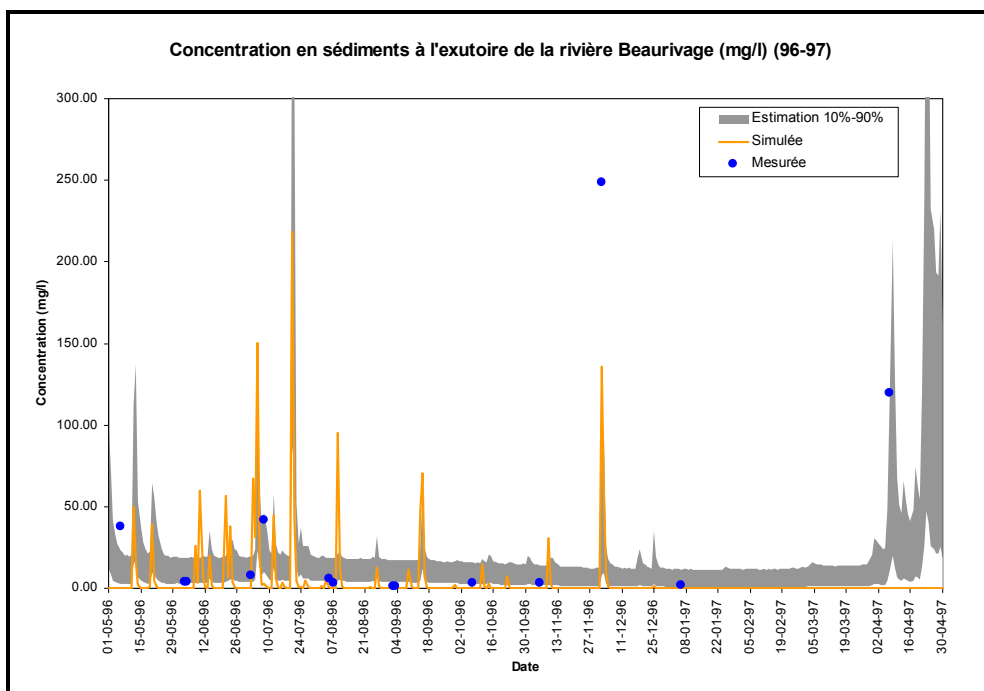


Figure 4.14 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées (SWAT), estimées et mesurées (1996-97)

Le modèle SWAT parvient à représenter le comportement des sédiments uniquement lors de périodes de crues et la simulation des charges et concentrations journalières s'accorde peu avec celles mesurées.

4.2.5 Application et calage du modèle de transport des pesticides

Le modèle SWAT permet la modélisation du comportement des pesticides en simulant les processus de dégradation, d'adsorption et de transport. La présence des pesticides est donc simulée à la fois dans les horizons du sol et les différents types d'écoulement et ce, sous deux formes distinctes : dissoute et adsorbée.

Le comportement des pesticides est simulé à partir des sorties des modèles hydrologique et d'érosion afin de déterminer leurs transports et d'influencer les processus d'adsorption et de dégradation. Le transport des pesticides est dicté par l'écoulement des eaux ou encore par leurs associations avec les sédiments. Ils peuvent également être adsorbés aux particules de sol et ce, en fonction de leurs caractéristiques chimiques et de la capacité d'échange des horizons du sol. La dissipation des pesticides dépend de la susceptibilité du composé à être volatilisé ou dégradé par la lumière, les microorganismes et les processus chimiques. L'ensemble de ces processus est considéré par le modèle SWAT sous la forme d'un taux de dégradation propre à chaque type de pesticide présent dans la base de données du modèle.

Les processus simulés sont décrits en détail à l'ANNEXE F.

Il est à noter que les paramètres du modèle sont déterminés par le modèle SWAT à partir des bases de données préétablies pour différents pesticides. De plus, les paramètres par défaut des processus liés aux sédiments restent inchangés en raison de l'importance moindre de la fraction de pesticides (Atrazine) adsorbée aux sédiments, comparativement à la fraction dissoute dans l'eau. De plus, il est difficilement envisageable de tenter un calage exhaustif des applications liées au comportement des pesticides en raison de l'absence d'informations quant aux dates et quantités réelles de pesticides appliqués. Par la suite, il est possible de procéder à la simulation du comportement détaillé des pesticides.

Le modèle SWAT a donc été utilisé pour modéliser le comportement de l'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beurivage en raison de la présence de mesures d'Atrazine à proximité de l'exutoire du bassin versant pour les périodes comprises entre les 1^{er} juin et 31 juillet 1996 et 1997.

L'Atrazine est ajouté à la classe d'occupation maïs sous forme de flux massique par jour. Le calcul des taux d'application relève des éléments suivants :

1. L'Atrazine est appliqué à chaque jour entre le 1^{er} et le 15 juin

2. Le taux d'application journalier résulte du ratio entre la quantité totale d'Atrazine appliquée et la superficie totale de maïs multipliée par le nombre total de jours d'applications potentielles.

Un tel calcul résulte de l'absence de connaissances des dates exactes d'application d'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage.

Ainsi, pour chaque période comprise entre le 1 et 15 juin de chaque année: application de 260.80 kg d'Atrazine sur 375.70 ha de maïs sur un nombre potentiel de 15 jours d'applications.

La valeur de superficie des cultures de maïs a été générée par le modèle GIBSI et représente une valeur moyenne qui prend en compte la présence de rotation des cultures. Ainsi, le taux d'application résultant peut être jugé plus représentatif de la réalité terrain.

Comme la rotation des cultures n'est pas prise en compte par le modèle SWAT, dans le cadre de l'étude actuelle, et que la superficie de maïs est de 491 ha, il est nécessaire de procéder à l'application d'Atrazine, indiquée précédemment, sur l'ensemble de cette superficie. Ainsi, la quantité d'Atrazine totale peut être préservée.

Pour la période comprise entre le 1 et 15 juin le taux d'application résultant est de **0.51 kg/ha** appliqué sur un nombre total de 15 jours soit **0.034 kg/ha.jour**.

Les Figure 4.15 à 4.17 présentent les résultats de comparaison entre les concentrations et charges d'Atrazine mesurées et simulées à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour les années 1996 et 1997. Les mesures de précipitations moyennes sont ajoutées aux concentrations d'Atrazine afin de faciliter la compréhension des mesures obtenues ainsi que des concentrations et charges simulées. De plus, il a été jugé pertinent de joindre les figures présentant la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour ces périodes respectives pour lesquelles certaines mesures sur les pesticides (Atrazine et Métochlor) sont disponibles.

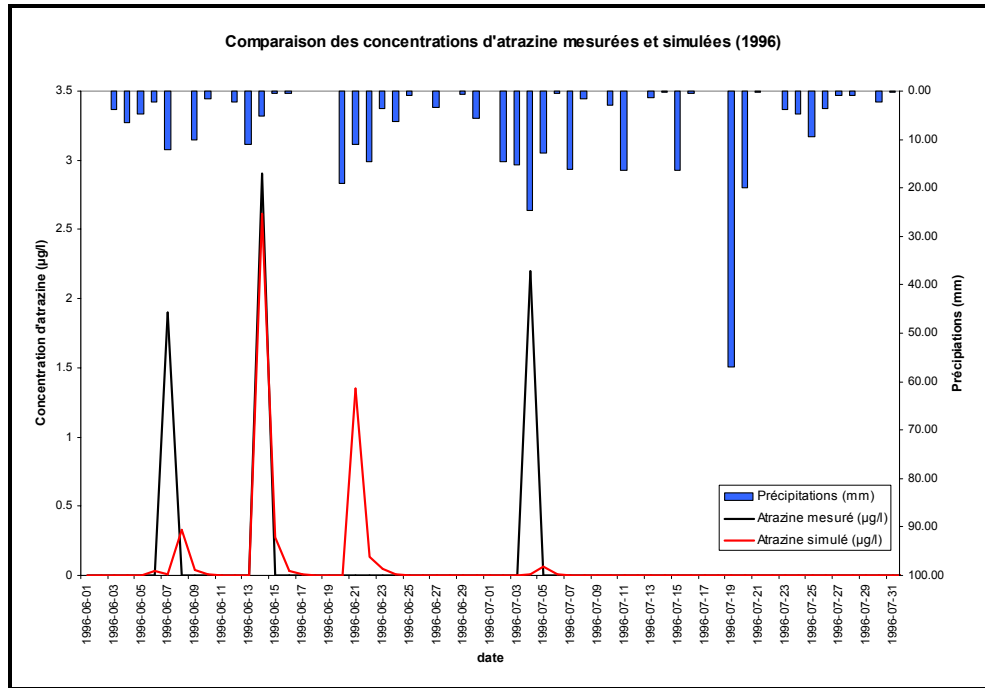


Figure 4.15 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1996)

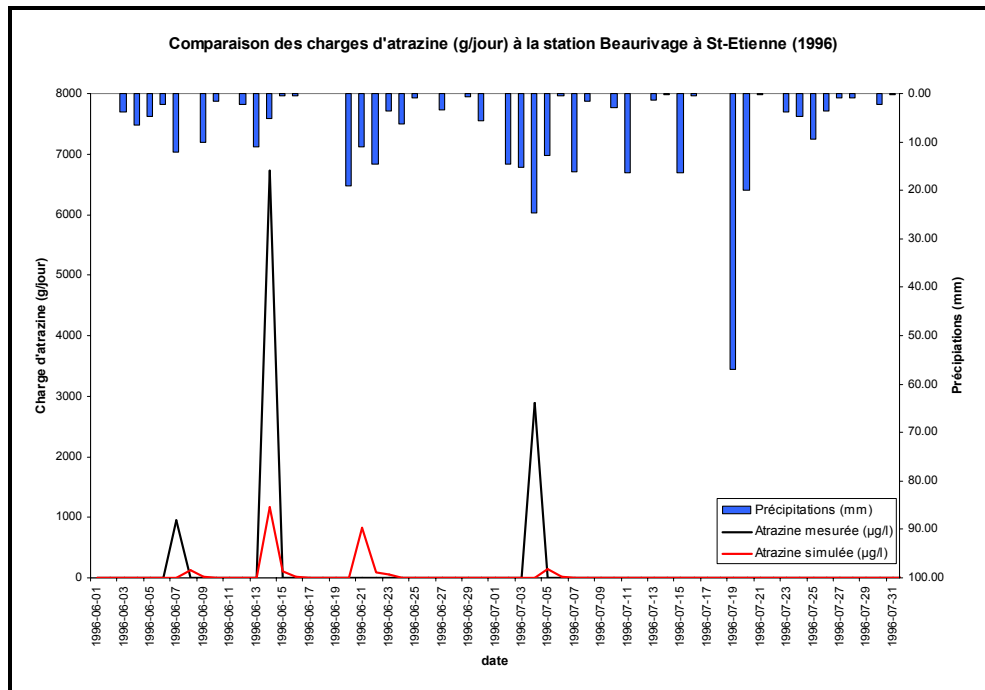


Figure 4.16 : Comparaison des charges d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1996)

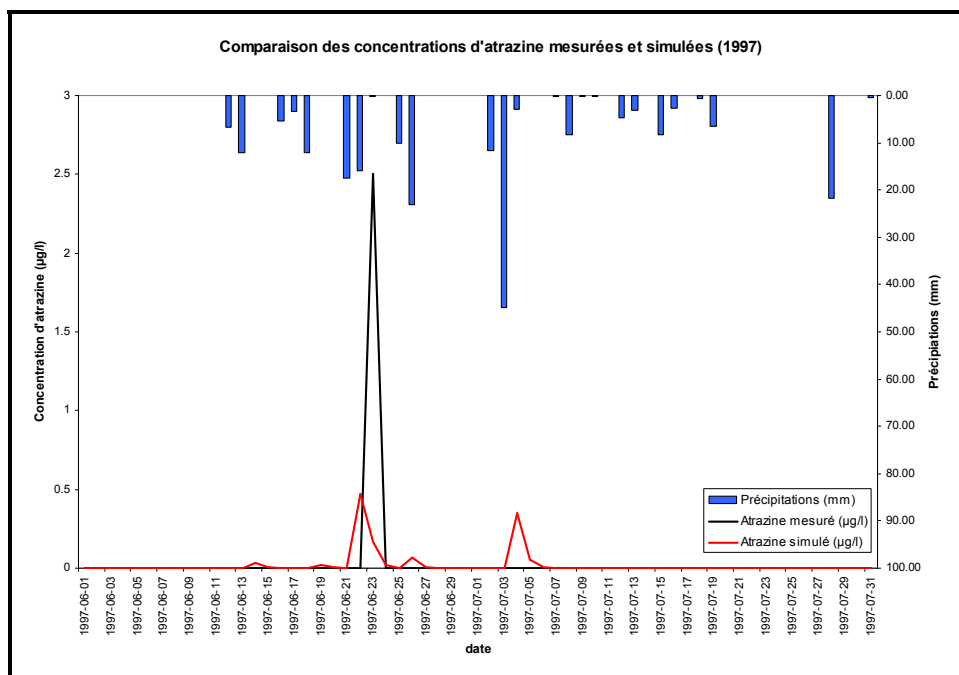


Figure 4.17 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1997)

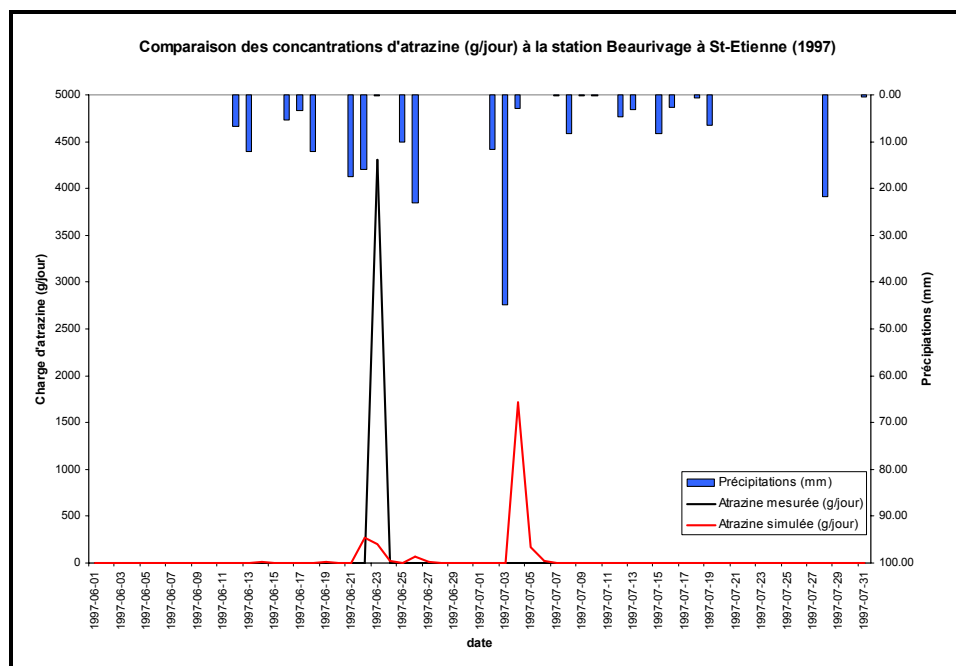


Figure 4.18 : Comparaison des charges d'Atrazine simulées (SWAT) et mesurées (1997)

Les figures de comparaisons entre les concentrations simulées et mesurées démontrent le potentiel du modèle à représenter le comportement de l'Atrazine. Dans un premier temps, les concentrations d'Atrazine simulées lors de l'été 1996 (Figure 4.15) s'approchent de celles mesurées notamment lors de la mesure de la concentration maximale du 14 juin où la concentration mesurée est 2.9 µg/L et celle simulée est de 2.62 µg/L. Lors des autres dates présentant des concentrations supérieures à 0 µg/L (7 juin et 4 juillet), les concentrations simulées sous-estiment nettement les valeurs mesurées. Cette différence peut être attribuée à la fois à la quantité d'Atrazine appliquée et aux dates d'application. En effet, peu d'informations disponibles permettent de déterminer la quantité réelle d'Atrazine appliquée ainsi que les dates précises d'application sur les cultures de maïs. En ce sens, il est possible que le taux d'application d'Atrazine indiqué au modèle soit trop faible ou encore que les dates d'applications soient inexactes. La mesure enregistrée en date du 4 juillet peut résulter de quantité d'Atrazine appliquée lors de dates ultérieures au 15 juin. Néanmoins, il est possible de noter la simulation d'un pic de concentrations simulé en date du 21 juin 1996. Un tel comportement résulte d'événements pluvieux coïncidant avec la présence au sol d'Atrazine. Toutefois, la Figure 4.16 démontre que les charges d'Atrazine simulées sous-estiment systématiquement celles mesurées (en se basant sur les débits mesurés). Cette sous-estimation s'accorde toutefois avec les débits simulés en comparaison avec ceux mesurés. En effet, la Figure 4.12 souligne les difficultés du modèle à représenter les débits mesurés à proximité de l'exutoire de la rivière Beurivage. En ce sens, il est possible de noter l'absence de pointe de crues et la sous-estimation presque systématique des débits mesurés. Par conséquent, les charges d'Atrazine demeurent plus faibles que celles mesurées qui résultent du produit entre les concentrations et les débits mesurés.

Contrairement à l'année 1996, les concentrations d'Atrazine simulées lors de l'été 1997 (Figure 4.17) sous-estiment celles mesurées. De plus, elles présentent une forme plus étalée, composée notamment de deux pics (22 juin et 4 juillet) comparativement aux valeurs mesurées qui ne présentent qu'une pointe de concentrations en date du 23 juin. Ces différences semblent s'accorder avec l'importance des notions de taux et dates d'application. En effet, tel que mentionné, les dates d'application indiquées au modèle SWAT s'étendent du 1 au 15 juin de chaque année et le taux d'application journalier est de 0.034 kg/ha.jour. Ces informations demeurent fixes pour chaque année de simulation et, l'insuffisance de vérité terrain quant à ces paramètres (pour les années 1996-1997), peuvent résulter en une mauvaise représentation du comportement des pesticides simulés. Les Figure 4.17 et Figure 4.18 abondent dans ce sens en comparant les résultats simulés aux concentrations et charges mesurées. Plus précisément, l'application trop hâtive de pesticides indiquée au modèle peut occasionner une décharge trop faible de pesticides lors d'événements pluvieux ultérieurs. Ainsi pour l'année 1997, il est possible que les pesticides (Atrazine) aient été dégradés ou encore dirigés vers les couches plus profondes du sol, réduisant alors leur relargage dans les cours d'eau. Dans le même sens, les

charges en Atrazine demeurent plus faibles que celles mesurées et ce, malgré la représentation relativement bonne des débits simulés et mesurés. Néanmoins, il est possible de noter l'importance des charges simulées en date du 4 juillet. Ce qui tend également à démontrer la capacité du modèle à simuler le comportement de pesticides tel l'Atrazine.

En somme, il est raisonnable d'affirmer que le modèle SWAT représente un outil intéressant dans la simulation du comportement de pesticides tel l'Atrazine. Également, les bases de données préétablies pour les pesticides semblent permettre l'obtention de résultats acceptables. Toutefois, il demeure primordial de souligner l'importance de la connaissance de vérité terrain quant aux quantités et date réelles d'application des pesticides.

Face aux résultats obtenus dans le contexte actuel, il peut être raisonnable de tenter l'évaluation de PGB à l'aide du modèle SWAT. De plus, en présence des bases de données présentes dans SWAT, ces pratiques peuvent être appliquées à divers pesticides appliqués sur le terrain.

4.3 GIBSI

4.3.1 Présentation générale

GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) est un système d'aide à la décision capable de simuler les principaux processus hydrologiques affectant l'évolution quantitative et qualitative de l'eau d'un bassin versant (Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000a; 2000b). Les modèles mathématiques de simulation de l'hydrologie, de l'érosion des sols, du transport et du devenir de l'azote, du phosphore et des pesticides, et de la qualité de l'eau en rivière et en lac de GIBSI permettent, à l'aide de bilans de masse, de quantité de mouvement et d'énergie (et quelques relations empiriques et phénoménologiques), d'évaluer les impacts sur l'eau de surface de différents scénarios d'intervention tout le long du réseau hydrographique. L'unité spatiale de simulation pour la qualité de l'eau est le tronçon de cours d'eau d'un sous-bassin versant élémentaire, unité spatiale de simulation (*USS*) pour le bilan hydrologique (plus petite unité homogène), et l'unité temporelle de simulation, la journée. Pour ce qui est des processus d'érosion, de transport et du devenir des polluants agricoles, ils sont simulés sur chacune des occupations de sols agricoles d'un sous-bassin versant élémentaire. À noter que, à l'instar des deux autres modèles, GIBSI ne simule pas l'infiltration vers les eaux souterraines.

Du point de vue de la gestion des bassins versants, GIBSI permet d'élaborer des scénarios d'usage de l'eau et de l'utilisation du territoire à l'aide des modules de gestion suivants:

- (i) **ouvrages hydrauliques** (ex.: ajout ou retrait d'infrastructures hydrauliques, modification des règles d'opération des infrastructures hydrauliques);
- (ii) **aménagement du territoire** (ex.: changements d'occupation du sol, analyse de schémas d'aménagement, *etc.*);
- (iii) **rejets ponctuels** (ex.: ajout ou retrait de rejets ponctuels urbains et industriels, modifications des caractéristiques de ces rejets) et;
- (iv) **pollution diffuse d'origine agricole** (ex.: modifications des systèmes de production agricole - cheptel et mode d'épandage des fumiers et lisiers - et des pratiques culturales - fertilisation et protection des cultures, conservation des sols).

Les simulations à l'aide des modèles permettent ensuite de déterminer l'effet des modifications apportées sur le régime hydrologique et la qualité de l'eau en tout point du réseau hydrographique. Des outils d'analyse permettent enfin d'analyser les résultats de simulations : graphiques, cartes, calcul de probabilités de dépassement, analyse avantage/coût.

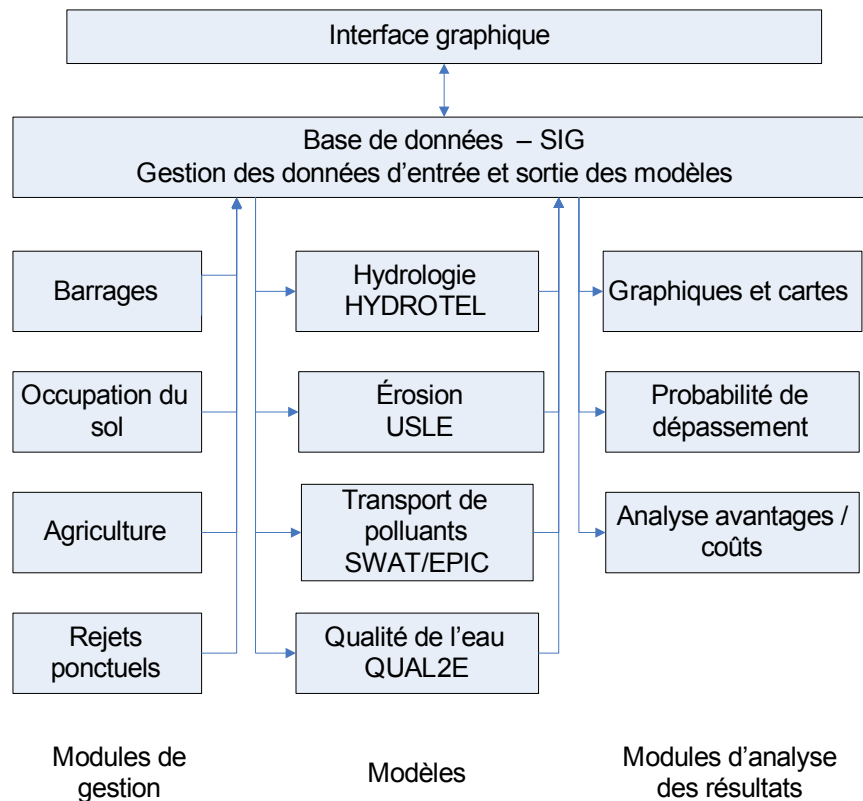


Figure 4.19 : Représentation schématique du fonctionnement général de GIBSI

4.3.2 Données requises spécifiques pour les modèles de GIBSI

Outre les données génériques décrites à la section 2.1.1 (Tableau 2.1), les données suivantes sont également nécessaires pour les modèles hydrologique, d'érosion ou de transport des pesticides. Elles sont toutes disponibles.

- Épaisseur des couches de sol pour chaque USS
- Capacité au champ de chaque couche de sol de l'USS
- Teneur en eau au point de flétrissement de chaque couche de sol de l'USS
- Densité apparente de chaque couche de sol de l'USS
- Porosité efficace de la couche de sol de l'USS
- Pourcentage moyen d'argile dans chaque couche de sol
- Pourcentage moyen de limon dans chaque couche de sol
- Pourcentage moyen de sable dans chaque couche de sol.
- Pourcentage de matière organique de chaque couche de sol
- Facteur C pour les différentes périodes de croissance végétale.
- Facteur d'érodabilité (K) annuelle moyen
- Radiation totale journalière moyenne
- Température humide moyenne
- Température sèche moyenne
- Vitesse moyenne des vents
- Concentration des pesticides dans les rejets ponctuels
- Débit des rejets ponctuels
- Oxygène dissous dans le rejet ponctuel

À noter que pour certains de ces paramètres, des valeurs par défaut peuvent être attribuées.

4.3.3 Constitution de la base de données

Les étapes de la constitution de la base de données nécessaire à l'application des modèles ont été décrites en détail dans Rousseau *et al.* (2006) et sont présentées en ANNEXE G G.

4.3.4 Application et calage du modèle hydrologique

Le modèle hydrologique de GIBSI, HYDROTEL (Fortin *et al.*, 2001a; 2001b), simule l'interpolation des données météorologiques, l'évolution du couvert nival, l'évapotranspiration potentielle, le bilan d'eau vertical, l'écoulement sur la partie terrestre du bassin et l'écoulement par le réseau hydrographique. Son application et son calage sur le bassin versant de la rivière Chaudière sont décrits par Fortin *et al.* (2001b). Les mesures des stations hydrométriques

situées à St-Lambert sur la rivière Chaudière, et aux confluents des rivières Famine et Beurivage avec la rivière Chaudière, ont été utilisées pour caler et valider le modèle et contrôler la qualité des simulations. Le bassin hydrographique en amont de St-Lambert couvre 5820 km², soit environ 85% du bassin complet de la Chaudière. Les superficies des rivières Beurivage (vocation plutôt agricole) et Famine (vocation plutôt forestière) couvrent quant à elles respectivement 709 km² et 691 km², soit environ 10% du bassin complet de la Chaudière. Les résultats sont présentés à la Figure 4.20. Ils sont excellents aussi bien en période de calage qu'en période de validation, avec des coefficients de Nash-Sutcliffe toujours supérieurs à 0.8.

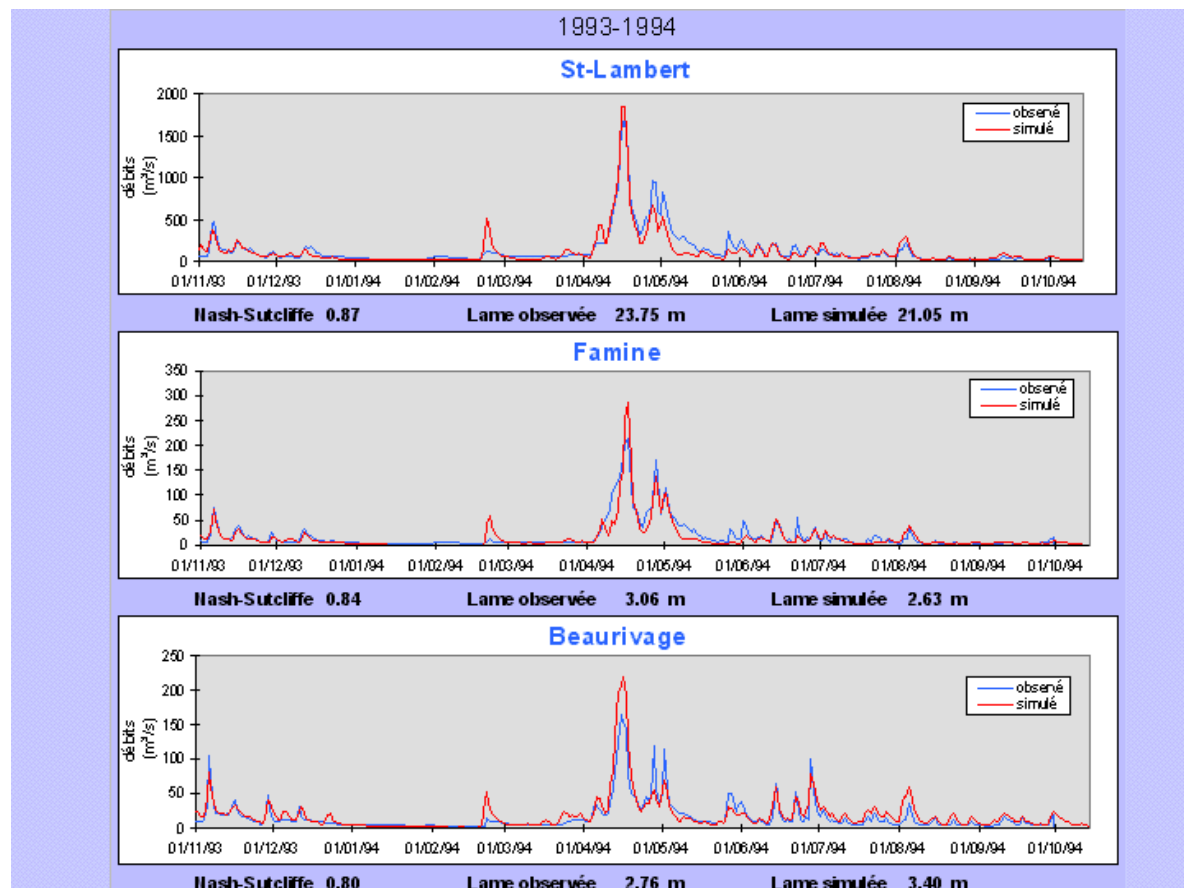


Figure 4.20 : Résultat du calage et de la validation de HYDROTEL sur plusieurs sous bassins du bassin versant de la rivière Chaudière.

4.3.5 Application et calage du modèle d'érosion

Le modèle d'érosion hydrique de GIBSI repose en partie sur l'utilisation du modèle MODÉROSS de Duchemin *et al.* (2001) et comprend deux parties : (i) le modèle d'érosion au

sol qui est inspiré de l'équation universelle de perte en sol USLE (Wischmeier et Smith, 1978) et RUSLE (Renard *et al.*, 1997) adaptée sur un pas de temps journalier et en y ajoutant certaines particularités issues d'autres modèles (par exemple, la capacité de transport du ruissellement selon l'équation de Yalin) ; et (ii) le modèle d'érosion et de transport des sédiments en rivière qui est basé sur le modèle ROTO adapté de SWAT. Les équations du modèle ne seront pas décrites en détail ici (voir Villeneuve *et al.*, 1998).

Le modèle d'érosion doit être calé en priorité, avant les modèles de transport de polluants, puisqu'il conditionne le transport particulaire des polluants (nutriments, pathogènes et pesticides). Le calage du modèle a été réalisé (contribution majeure en parallèle de l'INRS-ETE dans le cadre d'un projet FQRNT - Rousseau *et al.*, 2005b). Nous avons utilisé les données de débit et de concentration en sédiments à l'exutoire du sous-bassin de la Beaurivage pour l'année 1989. Les points de comparaison les plus fiables restent donc les points de mesure.

Nous cherchons ici à reproduire à la fois la charge annuelle de sédiments et la dynamique des charges journalières. Toutefois, il ne faut pas oublier que le modèle utilisé pour l'érosion annuelle est originalement un modèle sur base annuelle qui a été adapté à un pas de temps journalier. De plus, les résultats dépendent des débits simulés par HYDROTEL qui, s'ils sont la plupart du temps très proches des débits mesurés, les sous-estiment parfois, notamment en période d'étiage. Par conséquent, une bonne reproduction de la dynamique journalière des concentrations et des charges de sédiments est plus difficile à obtenir que pour la charge annuelle.

Les résultats pour les charges annuelle et saisonnières sont présentés au Tableau 4.1. On constate que les résultats du modèle sont proches de la moyenne estimée par la méthode statistique, excepté pour l'hiver.

Tableau 4.1 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières de sédiments sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beaurivage (en kg/ha)

Période	Ratio Estimator	Estimation statistique			Simulation
		Moyenne	Quantile 10%	Quantile 90%	
Hiver (DJF)	1.66	1.60	1.35	1.87	0.17
Printemps (MAM)	70.31	293.51	151.86	480.79	305.96
Été (JJA)	6.32	6.99	5.29	9.08	3.49
Automne (SON)	7.14	15.67	11.08	21.28	11.31
Charge annuelle	85	316.92	175.04	501.13	320.93

Si l'on compare les charges journalières (Figure 4.21 et Figure 4.22), on constate que la dynamique générale tout au long de l'année est relativement bien reproduite par le modèle. En particulier, les fortes charges du printemps sont bien simulées, les résultats de simulations étant toujours à l'intérieur de l'intervalle de confiance et proches des valeurs mesurées. En revanche, en période d'étiage (hiver et été), le modèle tend à produire des diminutions rapides de la concentration alors que les mesures restent relativement stables. Cela est probablement dû d'une part à la moins bonne performance du modèle hydrologique qui sous-estime le débit lors de ces périodes, et d'autre part à la grande incertitude qui accompagne les mesures de concentration à des niveaux aussi faibles (le seuil de détection est de 1 mg/L, ce qui signifie qu'une valeur mesurée de 1 mg/L peut correspondre à une concentration réelle nettement inférieure à cela).

La validation temporelle et spatiale du modèle s'est avérée satisfaisante, excepté sur des petits sous-bassins situés en amont (ex : bassin du Bras d'Henri) avec une nette sous-estimation des charges. Cela est sans doute dû à l'échelle spatiale de calcul. Un calage distribué du modèle pourrait être envisagé afin de remédier à ce problème.

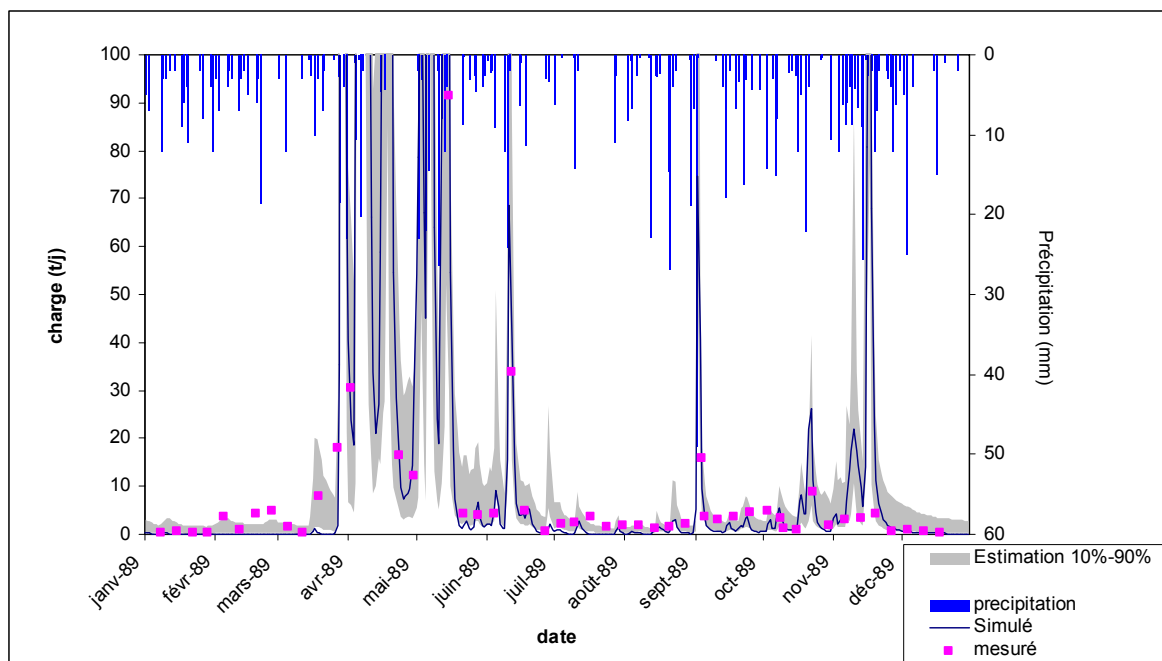


Figure 4.21 : Comparaison des charges journalières simulées (GIBSI) et observées pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

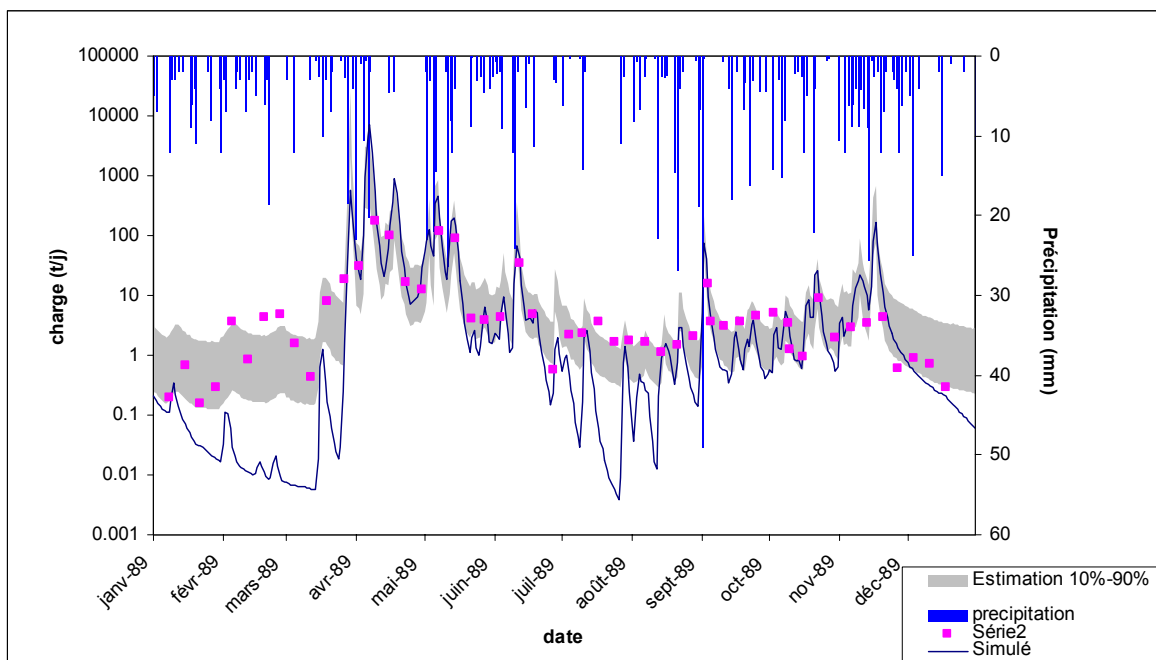


Figure 4.22 : Comparaison des charges journalières simulées (GIBSI) et observées avec une échelle logarithmique pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

4.3.6 Application et calage du modèle de transport des pesticides

4.3.6.1 Présentation

La modélisation du transport et du devenir des pesticides en milieu terrestre est basée sur les algorithmes du modèle de bassin versant SWRRB (Arnold et Williams, 1995), EPIC (Williams, 1995) et SWAT (Neitsch *et al.*, 2000). Le transport dépend des masses de sédiments provenant de l'érosion hydrique des sols et des volumes d'eau en mouvement à la surface et dans les couches de sol des occupations agricoles de sol (*i.e.*, maïs, fourrages, céréales). Les processus de transformation sont simulés à partir d'équations cinétiques du premier ordre. La Figure 4.23 présente simplement les principaux processus pris en compte par le modèle. Pour une description détaillée des équations utilisées, le lecteur est invité à consulter le rapport final de GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998).

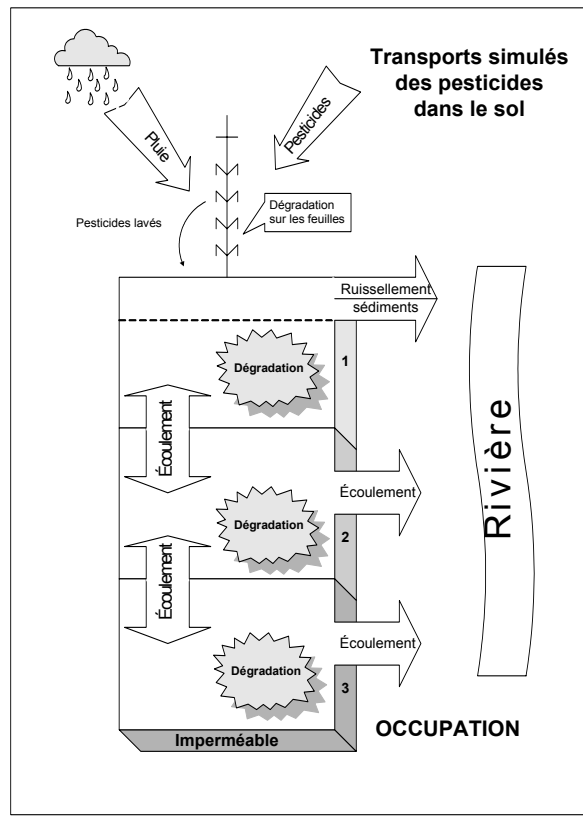


Figure 4.23 : Processus simulés par le modèle pesticide de GIBSI

4.3.6.2 Adaptation du modèle

Le modèle pesticide de GIBSI était déjà développé mais n'avait jamais été testé et comparé à des données mesurées. Un important travail de vérification a donc d'abord été nécessaire et des adaptations ont été réalisées (voir ANNEXE G).

Parmi les adaptations réalisées, nous avons introduit une répartition aléatoire des années de rotation parmi les USS. En effet, dans la plupart des modèles, on considère que toutes les occupations de sol sont dans la même année de rotation. Cela signifie que pour une simulation d'une durée d'un an, on ne prend en compte que des cultures de céréales, de maïs grain et de maïs fourrage, et qu'il faut attendre la 2^e année de simulation pour considérer des fourrages (pour les occupations du sol 2 et 3). Dans la réalité, les rotations sont indépendantes d'une exploitation à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations culturelles plus réalistes sur le bassin versant, il était donc important d'introduire une répartition aléatoire des années de rotation parmi les USS. La succession habituelle des cultures est ensuite adoptée pour les années suivantes de la simulation.

De même, on considérait initialement dans GIBSI que, lors d'une simulation, toutes les pratiques phytosanitaires se faisaient en même temps sur chaque USS. Dans la réalité, les applications sont indépendantes d'une exploitation à l'autre et donc d'un USS à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations temporelles plus réalistes sur le bassin versant, il semble donc important d'introduire également une répartition aléatoire, parmi les USS, du jour d'application des pesticides (dans la fenêtre de jours possibles déterminés par le scénario de gestion et en fonction des périodes disponibles, c'est-à-dire sans précipitation).

Ces deux points impliquent qu'il est nécessaire de réaliser plusieurs simulations pour un même scénario de gestion, utilisant plusieurs configurations aléatoires (des cultures et des dates d'application).

Une fois ces quelques adaptations réalisées, nous avons réalisé des simulations en prenant en compte les données de pratiques phytosanitaires obtenues pour l'année 1996 puis comparé les résultats avec les données mesurées en rivière.

4.3.6.3 Définition des scénarios de simulation

Le module de gestion de la pollution diffuse agricole permet la définition des attributs agricoles, non seulement au niveau des municipalités, mais également au niveau des USS, des sous-bassins versants et du bassin versant entier. Il est également possible de sélectionner plusieurs entités (ex.: municipalités, USS) et ainsi être capable de définir le même scénario agricole pour ce groupe d'entités. De plus, un outil permettant de sélectionner les USS ayant pour exutoire un tronçon donné a également été développé pour sélectionner une unité de gestion qui ne correspond pas nécessairement à un sous-bassin versant d'un affluent principal. Ainsi, chaque groupe d'entités possède ses propres attributs agricoles. Concernant spécifiquement les pesticides, ces attributs agricoles sont le système de rotation des cultures, les pesticides à appliquer, les dates et les taux d'application.

La Figure 4.24 présente l'interface usager de GIBSI permettant de construire un scénario de gestion pour l'application des pesticides. L'échelle de gestion sélectionnée pour cet exemple est le sous-bassin versant formé par un groupe d'USS ayant pour exutoire un tronçon donné, en l'occurrence le bras d'Henri du sous-bassin versant de la rivière Beurivage.

Compte tenu des données disponibles, les tests ont uniquement concerné l'Atrazine. Pour l'année 1996, nous avons considéré un taux moyen de 0.65 kg/ha pour chaque occupation de maïs de chaque USS (voir le calcul à l'ANNEXE B). Il convient de préciser que ce taux d'application constitue une estimation approximative de ce qui a été réellement appliqué sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage.

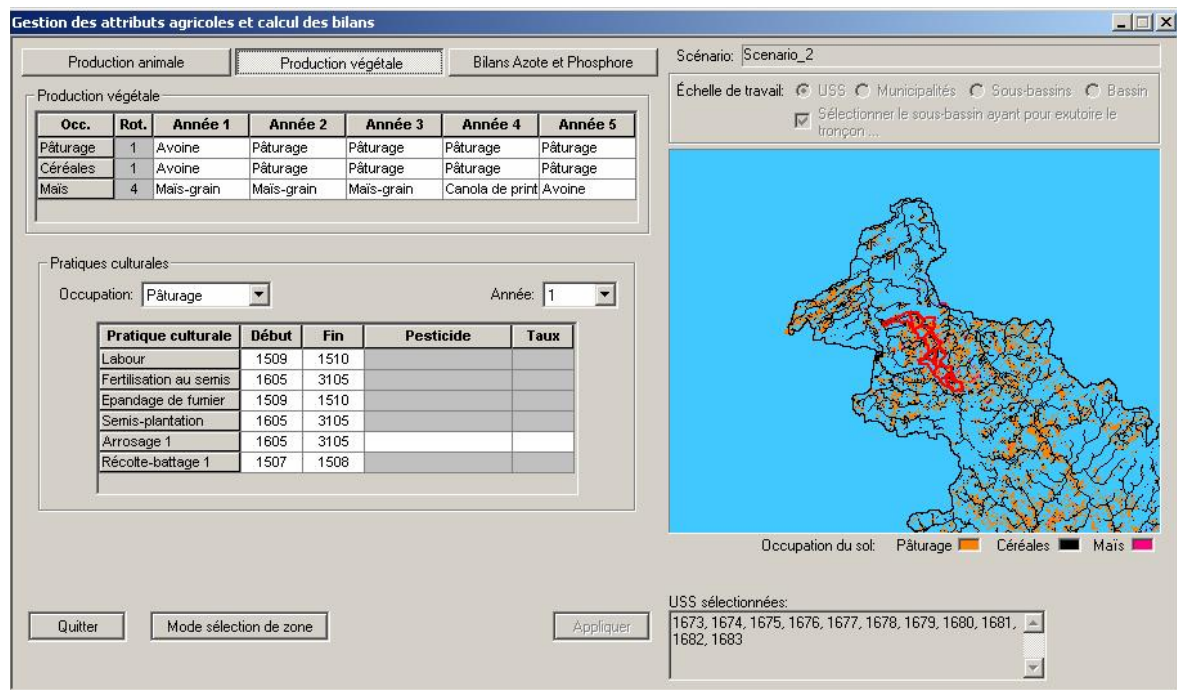


Figure 4.24 : Interface usager pour la spécification des cultures des systèmes de rotation et des dates des pratiques culturales.

De même, les dates d'application de 1996 sont inconnues. Elles ont pourtant une influence majeure sur les processus de transport compte tenu de la nature très mobile de la plupart des pesticides, et de l'Atrazine en particulier. D'après les résultats de l'enquête (voir ANNEXE D) et compte tenu que le premier pic de concentration a été mesuré le 7 juin, et le deuxième le 14 juin, nous avons défini une période d'application de 16 jours entre le 1^{er} et le 15 juin. Pour chaque USS, le jour d'application est ensuite déterminé aléatoirement parmi les jours sans pluie de cette période. De plus, nous considérons ici qu'il n'y a qu'une seule application dans l'année, ce qui n'a pas forcément été le cas dans la réalité.

4.3.6.4 Résultats pour l'Atrazine

Trois simulations ont été réalisées afin de prendre en compte différentes répartitions aléatoires des cultures et des dates d'application des pesticides afin de représenter plusieurs configurations possibles. Les résultats obtenus sont présentés sur la Figure 4.25. Contrairement à l'érosion, il est très difficile ici d'estimer une charge annuelle compte tenu du faible nombre de données et de la nature épisodique des pics de concentration. La seule comparaison possible

est donc graphique par rapport aux données journalières. Cela implique également que le calage du modèle ne peut se faire que de manière grossière en cherchant à reproduire un ordre de grandeur.

On observe d'abord que les courbes de concentration sont très différentes selon la répartition des cultures et des dates. Il est important de noter toutefois que les distributions des valeurs ainsi obtenues sont très similaires pour les trois combinaisons et que cette combinaison aléatoire n'influence donc que très peu les valeurs de quantiles qui serviront à la détermination des NPA (voir chapitre 6).

L'ordre de grandeur des pics de concentrations ainsi simulées semble en accord avec les mesures. Toutefois, ces courbes ne reproduisent pas fidèlement la dynamique des concentrations mesurées puisqu'on retrouve de l'Atrazine à une concentration non négligeable pendant tout le mois de juin, alors que les données mesurées montrent des périodes avec des concentrations nulles entre les pics de concentration. Le pic du début du mois de juillet n'est pas du tout reproduit par le modèle. Cela est sans doute dû au fait qu'une application a eu lieu peu avant ce point de mesure, ce qui n'est pas pris en compte dans le scénario de simulation.

Les charges totales retrouvées à l'exutoire sont également très variables, respectivement 25, 29 et 18 kg d'Atrazine pour les trois simulations. Cela correspond respectivement à 8.9%, 9.8% et 8.4% de la masse totale d'Atrazine appliquée sur le bassin versant (qui varie d'une simulation à l'autre selon la répartition aléatoire des cultures de maïs).

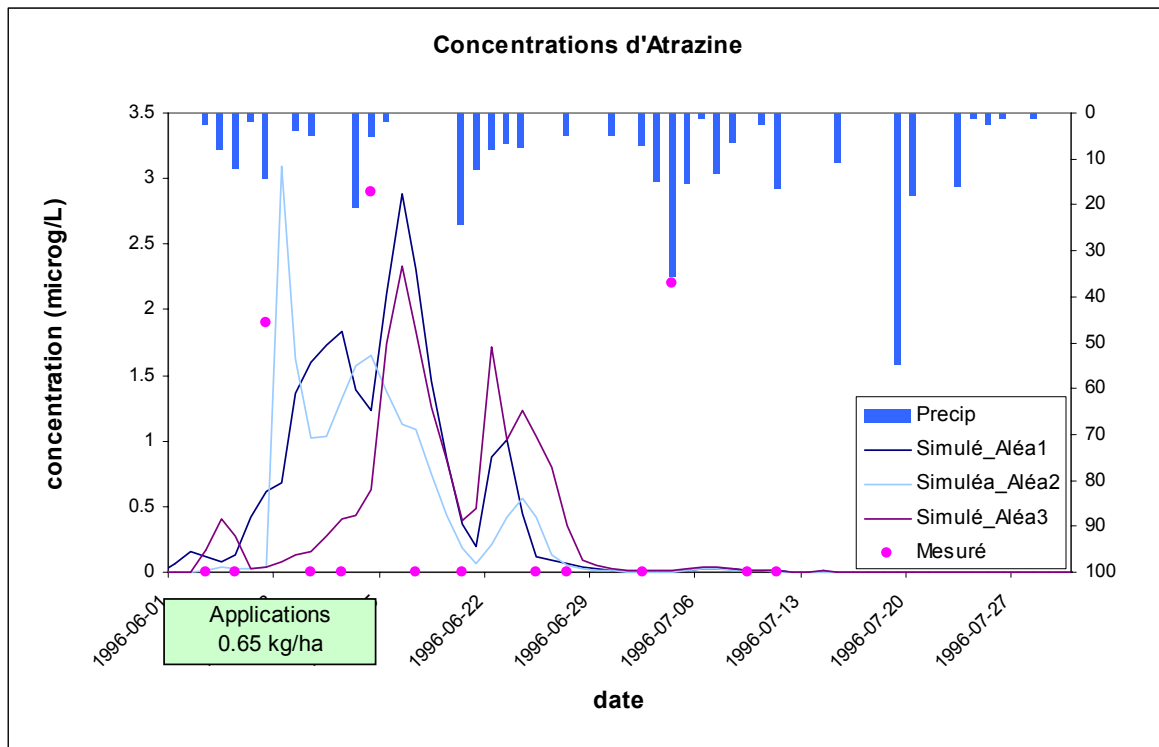


Figure 4.25 : Comparaison des concentrations en Atrazine mesurées et simulées (GIBSI) à l'exutoire de la rivière Beurivage en considérant une application de 0.65 kg/ha répartie aléatoirement entre le 1^{er} et le 15 juin 1996 (les jours sans pluie) pour l'occupation de maïs sur le bassin versant. Les différentes courbes correspondent à différentes répartitions aléatoires des cultures et des dates d'application. Les précipitations sont indiquées par l'histogramme.

Léonard (1990) fournit une revue de littérature des données disponibles concernant le pourcentage de la masse appliquée retrouvée à l'exutoire d'un bassin versant. Par exemple, Wauchope, avait estimé en 1978 que les pertes saisonnières dans les eaux de surface correspondaient à 2 à 5% des quantités appliquées sur le bassin versant dans le cas des poudres mouillables, de 1% pour les insecticides organochlorés appliqués sur le feuillage, et 0.3% ou moins pour les autres pesticides (Wauchope, 1978). L'Atrazine étant appliqué sous forme de poudre mouillable, on retrouve donc le même ordre de grandeur. À titre de comparaison, Neitsch *et al.* (2002) ont trouvé à l'aide du modèle SWAT sur un petit bassin versant de 242 km² que 4.7% de la masse d'Atrazine appliquée se retrouvait en rivière, ce qui est du même ordre de grandeur que nos résultats de simulation. Il s'agit là aussi de résultats de simulation obtenus après un bon calage réalisé sur un grand nombre de données. Dans le cas de l'Atrazine (appliqué la plupart du temps sous forme de poudre mouillable), on retrouve donc avec GIBSI des valeurs qui sont vraisemblablement trop élevées. Cela est dû au fait que GIBSI, s'il simule

correctement les pics de concentration, surestime les concentrations très faibles qui ont été mesurées entre les pics de concentrations.

Par ailleurs et suite à de travaux menés par l'INRS-ETE sur le suivi de la qualité de l'eau du ruisseau du Bras d'Henri (campagne de 2005), il a été possible d'estimer, pour cette campagne de suivi, le pourcentage de la masse d'Atrazine appliquée qui a été exportée dans le cours d'eau à partir de ce sous-bassin (voir les détails de la méthodologie et du mode de calcul à l'ANNEXE 2, section A.2.3 : Calcul des charges exportées). Ces travaux représentent une contribution de l'INRS-ETE au présent projet. Les résultats des mesures de concentrations en composés herbicides dans le Bras d'Henri (2005), soit l'Atrazine, le Métolachlor et le DEA (Lafrance et Caron, travaux de 2005, contribution au projet; Caron, 2006) ont été traités dans le contexte hydrologique et agroclimatique du bassin versant du Bras d'Henri (Caron, Rousseau et Quilbé, travaux de 2006, contribution au projet). Les concentrations mesurées en herbicides ont permis, à partir des débits mesurés sur les deux sites, de déterminer les charges exportées en composés. Le traitement et l'interprétation détaillés de ces résultats sont consignés dans Caron (2006).

Ainsi et en 2005, il a été établi que le pourcentage de la masse totale exportée dans le Bras d'Henri au site d'échantillonnage de St-Narcisse, par rapport à la masse appliquée dans son bassin versant, est de 0,08 %. Ce pourcentage est de 0,18 % au site de St-Gilles (Caron, 2006). Si on ajoute les charges totales exportées en DEA (sous-produit de l'Atrazine) pour la période d'étude aux charges totales en Atrazine, ce pourcentage est alors de 0,18 % au site de St-Narcisse et de 0,23 % au site de St-Gilles (Caron, 2006). Notons que dans ce cas d'étude sur le terrain en 2005, il n'était pas possible de calculer les pertes d'herbicides avant la première date d'échantillonnage d'eau. Bien entendu, cette première date d'échantillonnage a eu lieu après des applications d'herbicides par des producteurs. Il est alors probable, compte tenu de la très forte pluviométrie survenue entre ces applications aux champs et le début de l'échantillonnage, que des pertes importantes d'herbicides aient eu lieu par ruissellement avant l'échantillonnage. Ces pertes pourraient avoir eu un impact notable sur le calcul du pourcentage de la masse appliquée qui a été exportée. La prise en compte de ces pertes non connues aurait ainsi fait augmenter le pourcentage de la masse appliquée qui aurait été retrouvée dans le cours d'eau.

Finalement, ces résultats montrent que les dates et les taux d'application ont une très grande influence sur les résultats de simulation, en particulier sur la dynamique des concentrations simulées. Compte tenu de l'incertitude accompagnant ces données, il serait vain pour le moment de procéder à un calage des autres paramètres du modèle.

4.4 SYNTHÈSE ET COMPARAISON DES TROIS MODÈLES

Les trois modèles sont basés sur la même approche de modélisation distribuée et présentent donc beaucoup de similarités au niveau de la procédure d'implantation sur un bassin versant et des processus simulés.

4.4.1 Procédure d'implantation sur un bassin versant

Cette procédure reste longue et fastidieuse malgré les outils qui sont fournis pour la faciliter. Les bases de données qu'il faut constituer sont relativement similaires entre les modèles, avec des données spatiales et attributs qui sont couplées à un SIG et qui permettent de caractériser le bassin versant.

L'implantation du modèle BASINS/HSPF est globalement plus simple que les modèles GIBSI et SWAT. BASINS/HSPF présente en effet un degré de complexité relativement peu élevé des bases de données décrivant les caractéristiques du bassin versant à l'étude. De plus, BASINS présente l'avantage de fournir des outils qui permettent de faciliter la constitution de la base de données (ex : *DATA MINING*). À l'inverse, l'implantation du modèle SWAT requiert une attention particulière en raison du degré de complexité assez élevé des bases de données décrivant les caractéristiques du bassin versant à l'étude. En ce sens, chacune des couches d'informations requises nécessite l'implantation et le calcul d'un nombre important de caractéristiques décrivant notamment les types de sol et les classes d'occupation du territoire.

Le format des données est différent d'un modèle à l'autre, ce qui nécessite un travail d'adaptation spécifique à chaque modèle. La digitalisation du bassin versant et du réseau hydrographique est réalisée de manière automatique par les trois modèles. Dans GIBSI et BASINS/HSPF, les unités spatiales de calcul sont définies sur une base topographique ce qui produit des unités de calcul qui correspondent à des petits bassins versants qui alimentent un tronçon de rivière. La superficie des unités de calcul est en moyenne de 3.5 km² pour GIBSI et de 1.2 km² pour BASINS/HSPF. En revanche dans SWAT, la définition des unités de calcul est basée sur l'occupation du sol et la classe de sol (une occupation et une classe de sol par unité de calcul). Les unités de calcul sont ainsi homogènes sur le plan hydrologique mais sont indépendantes de la topographie et du réseau hydrographique. Cela occasionne une atténuation de la précision spatiale de l'occupation du sol lors de la création d'unité hydrologique en raison de la superposition des couches descriptives des types de sol et de l'utilisation du territoire. Cette perte d'information se reflète par la diminution des superficies des classes d'occupation du sol moins importantes qui sont alors fondues en partie dans les classes dominantes (ex : la superficie occupée par la classe maïs est sujette à une diminution au profit des classes céréales, pâturage et foin ou forêts).

Le modèle BASINS/HSPF procède à un regroupement des classes d'occupation du sol pour les grands bassins versants. De plus, les données météorologiques doivent être moyennées afin de permettre une meilleure représentation des conditions observées sur l'ensemble du secteur à l'étude.

Pour BASINS/HSPF, les paramètres descriptifs des classes d'occupation du sol sont identiques pour chacune des classes présentes sur l'ensemble du bassin versant (ex : les caractéristiques des forêts de conifères sont identiques sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beaurivage).

4.4.2 Résultats de simulation

4.4.2.1 Hydrologie

Les trois modèles permettent de reproduire fidèlement l'hydrologie du bassin versant, condition essentielle pour simuler correctement le transport des pesticides.

Avec BASINS/HSPF, les débits simulés sont similaires à ceux mesurés notamment lors des périodes d'étiage. Par contre, les débits simulés lors des périodes hivernales ou encore lors de la fonte printanière (occurrence et amplitude de certaines crues) s'éloignent de ceux mesurés. Ces différences peuvent être occasionnées par la difficulté du modèle à simuler l'évolution du couvert nival. Il est à noter que le calage hydrologique du modèle HSPF doit être mené à l'aide d'un nombre important de paramètres et requiert des efforts en temps assez importants.

Le modèle SWAT parvient également à une représentation satisfaisante des débits mesurés. En effet, les débits simulés s'approchent de ceux mesurés notamment lors des périodes d'étiage. Par contre les débits simulés lors des périodes hivernales ou encore lors de la fonte printanière s'éloignent considérablement de ceux mesurés. Certains événements mesurés ne sont pas simulés, ce qui se traduit par l'absence de pointes de crues lors de dates précises. Également, le modèle SWAT présente un retour légèrement trop lent vers le débit de base lors de crues en présence d'événements pluvieux. Néanmoins, les résultats obtenus sur l'ensemble des périodes d'étude demeurent relativement satisfaisants. Il est à noter que le modèle SWAT présente une bonne capacité à représenter les débits journaliers lors de période d'étiage estival. Il est également à noter que le calage hydrologique du modèle SWAT peut être mené à l'aide d'un nombre restreint de paramètres et requiert des efforts en temps moins imposants que d'autres modèles tel que HSPF. Néanmoins, la qualité des résultats est étroitement liée à la représentativité des données constituant les couches d'information spatiales (types de sols et occupation du territoire).

Enfin, le **modèle hydrologique de GIBSI, HYDROTEL, reproduit fidèlement l'ensemble de l'hydrogramme**, avec tout de même une sous-estimation en période d'étiage. Cette meilleure performance peut s'expliquer par le fait que, contrairement aux deux autres modèles hydrologiques, il a été développé spécifiquement pour être appliqué dans les conditions météorologiques du Québec, et reproduit mieux les processus liés au couvert de neige.

4.4.2.2 *Érosion*

Pour BASINS/HSPF et SWAT, les charges et concentrations en sédiments simulées présentent de fortes variations. Plus précisément, ces deux modèles présentent des difficultés à simuler la présence de sédiments lors des périodes d'étiage, et l'apport en sédiments se limite donc aux périodes de crues. En somme, **les modèles HSPF et SWAT parviennent à simuler le comportement général des sédiments notamment sur de longues périodes (ex : charge annuelle) bien que les charges journalières s'éloignent de celles estimées par le modèle statistique ou encore mesurées**. Cela est sans doute dû également à l'incertitude accompagnant les mesures de sédiments en période estivale, la plupart des données étant proches de la limite de détection. Le même phénomène se produit **avec GIBSI** mais à un degré moindre : **la dynamique journalière des concentrations en sédiments est beaucoup mieux reproduite**. Il est à noter que le calage du modèle d'érosion de HSPF nécessite l'ajustement d'un nombre important de paramètres et demeurent assez difficile en raison de la complexité des processus d'érosion et des limites du modèle dans la caractérisation spatiale des classes d'occupation du territoire, tandis que le calage des modèles SWAT et GIBSI est relativement simple avec un nombre restreint de paramètres.

4.4.2.3 *Pesticides*

Contrairement à la simulation des débits et du comportement des sédiments, **le modèle HSPF présente très peu d'aptitude à simuler le transport des pesticides tel l'Atrazine**. En effet, les concentrations d'Atrazine simulées sont largement inférieures à celles mesurées et présentent, de plus, des décalages notables en comparaison avec les dates d'observation de la présence de ce pesticide. Ces difficultés sont, entre autres, dues à l'accumulation de l'Atrazine dans les différents horizons du sol et la migration trop faible de l'Atrazine vers les tronçons drainant les cultures de maïs. Bien que des efforts aient été investis sur la modélisation des pesticides, aucun calage satisfaisant du modèle HSPF n'a permis d'obtenir des résultats satisfaisants s'approchant de données mesurées. À noter ici que l'application d'Atrazine s'est faite lors des jours secs compris entre 7:00 AM et 18:00 PM approximativement.

De son côté, le modèle SWAT semble avoir bon potentiel pour représenter le comportement des pesticides : l'ordre de grandeur des pics de concentrations simulés correspond à ceux mesurés, même si on obtient un décalage dans le temps. La dynamique est également fidèle à la réalité avec de fortes variations. On peut donc avancer que **le modèle SWAT représente un outil intéressant dans la simulation du comportement de pesticides tel l'Atrazine**. Fait à noter important, l'application d'Atrazine s'est faite sur un nombre de 15 jours sans aucune discrimination pour les journées pluvieuses.

GIBSI reproduit également des niveaux de concentration cohérents avec les données mesurées. Toutefois, la dynamique des concentrations simulée est plus lente, ce qui aboutit à des charges annuelles supérieures et des concentrations simulées supérieures entre les pics de concentration. Dans tous les cas, les décalages dans le temps entre les pics de concentration simulés et observés peuvent être attribués à l'incertitude liée à la quantité d'Atrazine appliquée et aux dates d'application. En effet, peu d'informations disponibles permettent de déterminer les quantités réelles appliquées ainsi que les dates précises d'application sur les cultures. En ce sens, il est possible que le taux d'application indiqué au modèle soit trop faible ou encore que les dates d'applications soient inexactes. Il demeure donc primordial de souligner l'importance de la connaissance de vérité terrain quant aux quantités et date réelles d'application des pesticides. À noter que pour ce test, nous avons défini une période d'application où pour chaque USS, le jour d'application était déterminé aléatoirement parmi les jours sans pluie.

GIBSI ne prend en compte qu'un seul pesticide par culture, et trois pesticides au maximum par simulation (un pesticide pour le maïs, un pesticide pour les céréales et un pesticide pour le canola). Cela est loin de la réalité puisque, comme nous avons pu le voir avec les données recueillies au chapitre 3, les applications de pesticides se font aujourd'hui sous forme de mélange de plusieurs matières actives. Cette limite est liée au modèle de qualité de l'eau en rivière QUAL2E. Il faudra donc explorer la possibilité de modifier QUAL2E afin qu'il puisse prendre en compte plus de trois pesticides. Dans l'immédiat, et si l'adaptation de QUAL2E s'avère trop difficile, la seule solution est de procéder à plusieurs simulations afin de prendre en compte toutes les matières actives appliquées pour une même culture et sur tout le bassin versant.

4.4.3 Définition de scénarios de pratiques agricoles pour évaluer l'effet de PGB et déterminer les NPA

Le modèle HSPF n'inclut pas de pratiques de gestion agricoles préétablies pour les pesticides. Par conséquent, l'utilisateur doit instaurer manuellement les pratiques désirées et leur intégration au modèle s'exprime par leurs effets sur les quantités de pesticides appliqués, présents dans les différents horizons du sol, rejetés dans les cours d'eau ou encore sur les concentrations présentes dans chacun des tronçons. De même pour GIBSI, les PGB doivent

être, pour le moment, introduites dans le code informatique, mais leur prise en compte par l'intermédiaire de l'interface est en cours de développement. La définition de ces PGB est plus facile avec SWAT puisqu'il suffit à l'utilisateur de changer la valeur d'un paramètre.

La rotation des cultures n'a pas été prise en compte par SWAT dans le cadre de ce travail en raison de la complexité de leur implantation dans le modèle SWAT, notamment lors de longues périodes de modélisation. Il pourrait être envisageable d'intégrer au modèle des schémas de rotation des cultures selon une implantation spatiale variable mais un tel exercice s'avèrerait coûteux en temps. Il est donc jugé raisonnable d'appliquer des dates de semences et de récoltes fixes tout en répétant les mêmes pratiques agricoles pour chaque saison estivale.

Pour chacun des trois modèles, la répartition spatiale des superficies d'application est difficile à respecter compte tenu de la structure de simulation, par USS ou URH. En effet, pour chaque USS (un USS fait en moyenne 350 ha dans GIBSI), on ne peut définir plusieurs pratiques différentes pour une même culture. Il est donc nécessaire d'appliquer une pratique sur un groupe d'USS puis une autre pratique sur un autre groupe d'USS en essayant de respecter la proportion des superficies. Cette limite est liée à la structure de modélisation et ne peut être évitée.

En ce sens, GIBSI présente l'avantage de pouvoir prendre en compte différentes configurations d'occupations du sol (répartition aléatoire des années de rotation) et des dates d'application (répartition aléatoire des dates d'application sur les jours sans pluie de la période d'épandage). Cela permet d'obtenir une meilleure idée de l'incertitude liée à ces informations.

4.4.4 Autres points de comparaison

Ces trois modèles sont basés sur un ensemble d'hypothèses simplificatrices dont il faut avoir connaissance au moment d'interpréter les résultats. En particulier, aucun de ces modèles ne prend en compte le transport préférentiel par les macropores du sol ni le transport par les drains souterrains qui peuvent être déterminants dans le devenir des pesticides. De plus, la localisation de l'application par rapport aux rivières ne peut être pris en compte à cette échelle.

Un autre aspect, très peu considéré scientifiquement et pratiquement à ce jour, concerne l'importance actuellement très peu connue de l'impact lié à la variabilité spatiale des pentes et des types de sol à l'intérieur des bassins versants. En d'autres termes, les modèles de transport, de même que les démarches d'application de ces modèles, peuvent ne pas prendre en compte de façon adéquate la variabilité spatiale réelle des conditions hydro-topographiques et pédologiques dans ces bassins. À titre d'exemple, des variations non connues de pente de terrain, et des perméabilités variables attribuables à divers types de sols qui constituent la surface contributrice au ruissellement, peuvent se traduire par des écarts entre les pics de

concentration simulés et ceux observés. Ainsi, la présence d'une zone de surface contributrice au ruissellement (zone davantage imperméable et/ou pentue) située à proximité d'un exutoire pourrait être suffisante pour générer de façon rapide un pic de concentration à cet exutoire qui pourrait ne pas être reproduit par la modélisation aux échelles simulées. La typologie des événements pluviaux et des surfaces contributrices (diverses textures de sol plus ou moins perméables) peut dans certains cas conditionner les temps de transfert des pesticides aux cours d'eau ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de ceux-ci (ex. : persistance apparente et retard). Une différenciation spatiale de ces surfaces contributrices hétérogènes (et donc leur impact sur le temps de transfert des pesticides) peut difficilement être prise en compte par la modélisation à l'échelle du bassin versant, quel que soit le modèle employé.

SWAT présente l'avantage d'être un outil « prêt à l'emploi ». L'utilisateur a juste à suivre la procédure d'implantation et de calage des modèles, mais il n'est pas possible d'apporter des modifications - ce qui peut lors de difficultés d'application représenter une contrainte majeure.

À l'inverse, GIBSI est encore l'objet de diverses applications et développements en cours. Cela présente l'avantage de pouvoir adapter le code pour intégrer de nouveaux concepts (comme la répartition aléatoire des dates d'application) ou de nouveaux processus (comme de nouvelles PGB). Cet aspect pourrait être important dans le cadre de la détermination des NPA.

4.4.5 Recommandations

Compte tenu de l'ensemble de ces résultats, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

- L'application et le calage de chacun des trois modèles sur un nouveau bassin versant est fastidieuse et nécessite un investissement en temps important, même lorsque les données nécessaires sont déjà disponibles comme c'était le cas pour cette étude.
- Le modèle BASINS/HSPF ne semble pas être adapté pour déterminer les NPA compte tenu de la lourdeur du processus d'application et de calage des modèles, et des mauvais résultats obtenus pour les concentrations mesurées en Atrazine.
- SWAT et GIBSI devraient être favorisés puisqu'ils sont un peu plus simples à appliquer et caler (avec notamment moins de paramètres de calage) et permettent de simuler des concentrations en pesticides du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées. Toutefois, GIBSI semble surestimer les charges totales annuelles de pesticides.

-
- La précision des informations sur les taux et les dates d'application des pesticides est prépondérante pour pouvoir valider et éventuellement caler les modèles de transport des pesticides. Il sera donc primordial de réaliser des enquêtes précises pour pouvoir appliquer et caler le modèle sélectionné, et par la suite déterminer les NPA.
 - Enfin, il est très surprenant que les modèles basés sur le principe qu'il ne devrait pas y avoir d'application de pesticides les journées de précipitations, en l'occurrence HSPF et GIBSI, ont de moins bonnes performances qu'un modèle tel que SWAT qui répartit l'application de pesticides sur tous les jours de la période définie sans discrimination pour les journées pluvieuses. Comme GIBSI permet de modifier le code existant, il serait intéressant de permettre l'application uniforme des pesticides sur toute la période visée afin d'étudier cette différence de comportement. Il conviendrait également de vérifier sur le terrain si les agriculteurs sont dans les champs les journées pluvieuses !

5 DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE POUR DÉTERMINER LES NPA À L'AIDE DES MODÈLES

5.1 CONTEXTE

Les trois modèles décrits précédemment permettent de simuler l'effet de scénarios de pratiques agricoles sur les concentrations en pesticides en rivière. Dès lors, comment déterminer des Normes de Performance Agro-environnementales Atteignables (NPA) à partir de ces résultats de simulation? Rappelons que la notion de NPA est définie comme un niveau de concentration qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles et des technologies disponibles.

Nous reprenons et approfondissons ici la réflexion qui avait été initiée lors de la première phase de ce projet (Rousseau *et al.*, 2005a). Cette étape de travail correspond à la justification scientifique de la méthode de détermination des NPA (AT3.2 de l'échéancier présenté à la section 8.2). Nous proposons alors d'utiliser les courbes cumulatives de concentrations obtenues par simulation à partir des différents scénarios de gestion.

5.2 COURBES DE FRÉQUENCE CUMULÉE

Les courbes de fréquence cumulées représentent la distribution des valeurs de concentration calculées par le modèle sur une période et une fenêtre de temps (ex. : sur les étés de 30 ans) et en un tronçon donné du réseau hydrographique. Des exemples de représentation de ces courbes sont donnés sur la Figure 5.1. On y retrouve en abscisse la gamme des concentrations simulées, tandis qu'en ordonnée on y retrouve la probabilité de non-dépassement (Figure 5.1a) et deux représentations de la probabilité de dépassement (Figures 5.2b, c)

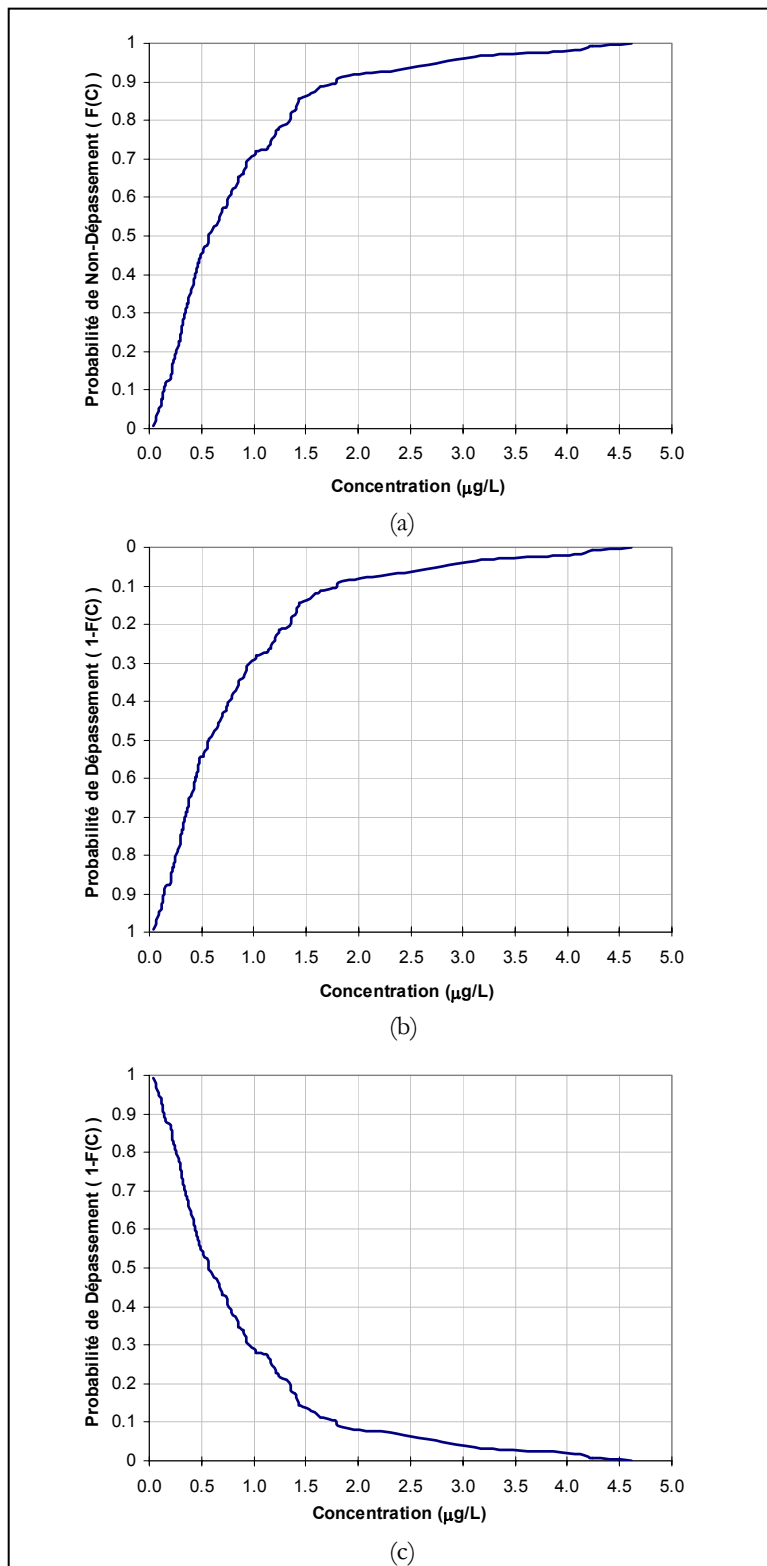


Figure 5.1 : Différentes représentations des courbes de fréquence cumulée

Ces courbes traduisent l'effet de différents scénarios de PGB pour un bassin versant donné. Elles sont spécifiques aux caractéristiques anthropiques (*i.e.*, gestion du territoire, pratiques culturales et autres), physiographiques (*i.e.*, topographie), climatiques (ex. : simulées avec 30 années de données météorologiques), biologiques et chimiques des sols et des milieux aquatiques du bassin. Ainsi, on peut avoir deux courbes très différentes en appliquant les mêmes pratiques agricoles sur deux bassins versants différents (Figure 5.2). De même, pour un bassin versant donné, on peut avoir différentes courbes pour différents scénarios d'implantation des PGB correspondant chacun par exemple à un scénario de référence sans PGB, un scénario des pratiques phytosanitaires actuelles et un scénario de PGB optimal (Figure 5.3).

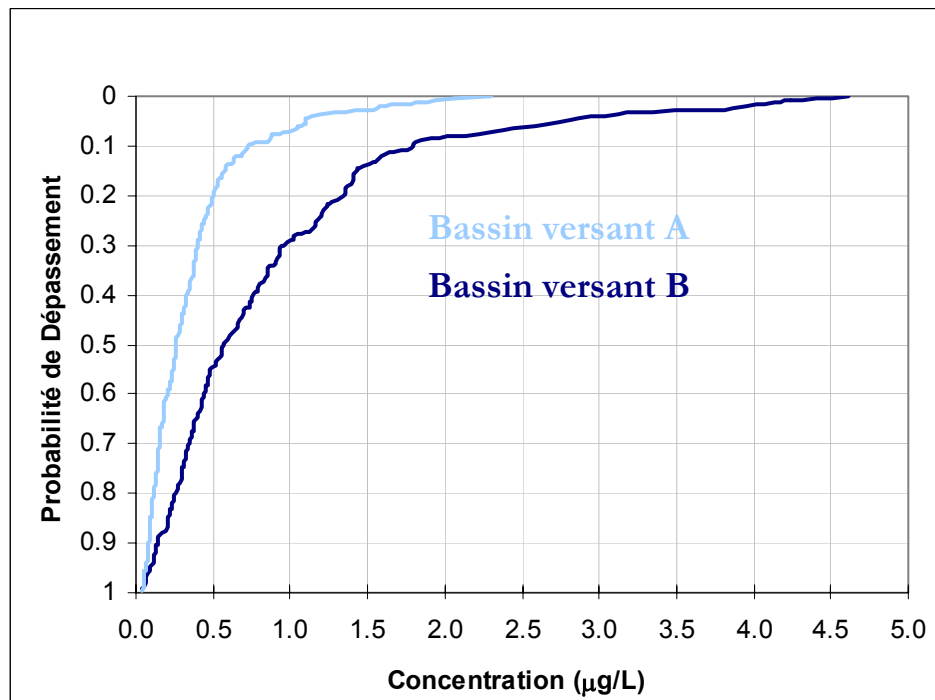


Figure 5.2 : Effet du bassin versant sur les courbes de fréquence cumulée

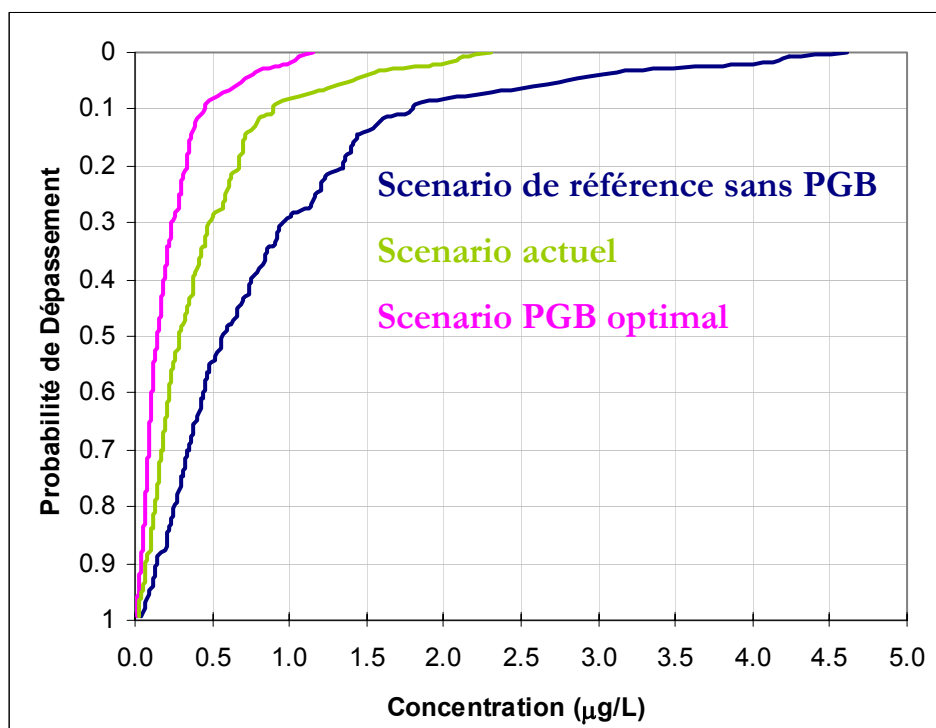


Figure 5.3 : Effet des scénarios de gestion sur les courbes de fréquence cumulée

5.2.1 Notion de probabilité de dépassement

Considérons maintenant une valeur de concentration seuil qui peut être un critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CVA) ou, dans notre contexte, la norme de performance idéale (NPI) déterminée à partir de considérations écotoxicologiques. Les courbes de fréquence cumulée permettent de déterminer une probabilité de dépassement (ou de non dépassement) de cette valeur seuil à un point donné du réseau hydrographique, par exemple l'exutoire du bassin versant. Dans l'exemple présenté à la Figure 5.4, on considère un CVA de 1 µg/L. Les résultats de la simulation montrent que, dans les conditions de simulation (bassin versant, tronçon sélectionné, intervalle de simulation (ex. : 30 ans), période d'intérêt (ex. : l'été), pratiques culturales définies par le scénario de gestion), la probabilité de dépassement du critère à l'exutoire du bassin versant est d'environ 28%. En d'autres termes, cela signifie que sur la période d'intérêt et un long intervalle de temps le critère sera dépassé 28% du temps.

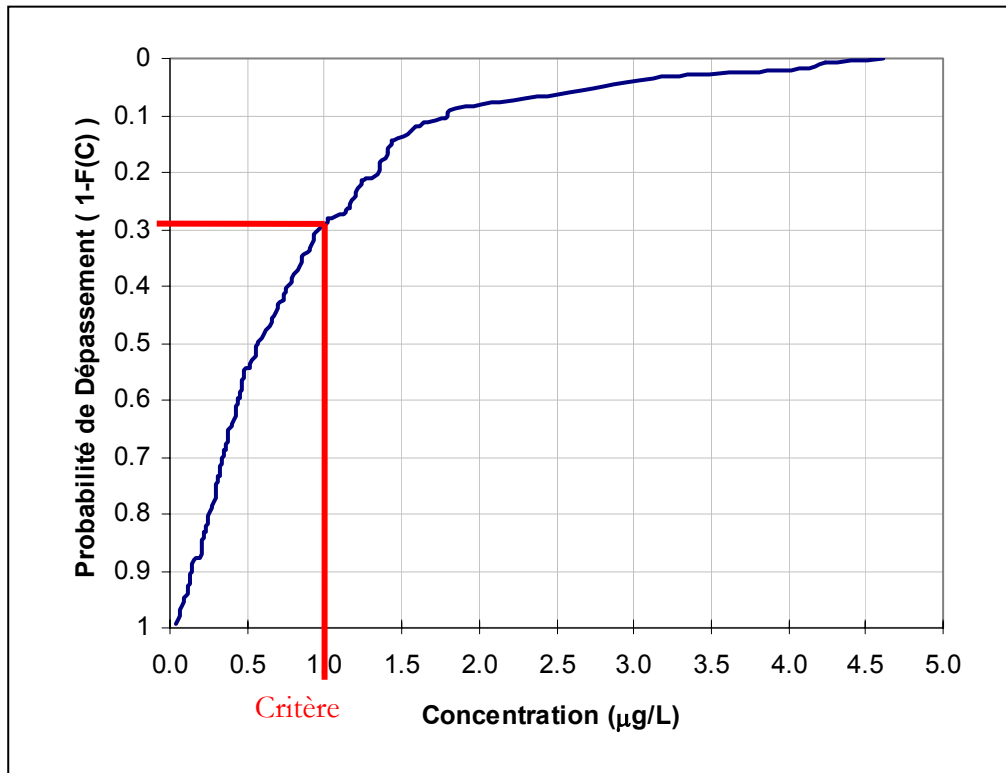


Figure 5.4 : Détermination de la probabilité de dépassement d'une valeur seuil de concentration

La diminution de cette probabilité de dépassement du NPI (déplacement vers le haut de la courbe de fréquence simulée) traduit directement l'effet de l'implantation de PGB sur la qualité de l'eau. C'est donc bien par ce type d'approche que la modélisation peut permettre de définir les NPA. Il reste à définir le moyen de dériver une seule valeur de concentration à partir de cette distribution ou de cette valeur de probabilité de dépassement.

5.3 DÉTERMINATION DU NPA

La première étape consiste à déterminer la gamme de valeurs parmi laquelle on pourra choisir le NPA.

5.3.1 Détermination de la gamme de valeurs possibles pour le NPA

Deux possibilités peuvent être envisagées : (i) déterminer le NPA en fonction du NPI ou (ii) déterminer le NPA indépendamment du NPI.

5.3.1.1 Détermination du NPA en fonction du NPI

Ici on considère le NPA comme une valeur cible intermédiaire pour atteindre le NPI. Cela implique que le NPA sera déterminé à partir des valeurs de concentrations supérieures au NPI (Figure 5.5). Dans l'exemple de la Figure 5.5, où le NPI est pris égal à 1 $\mu\text{g/L}$, les valeurs possibles pour le NPA vont de 1 à 1.5 $\mu\text{g/L}$.

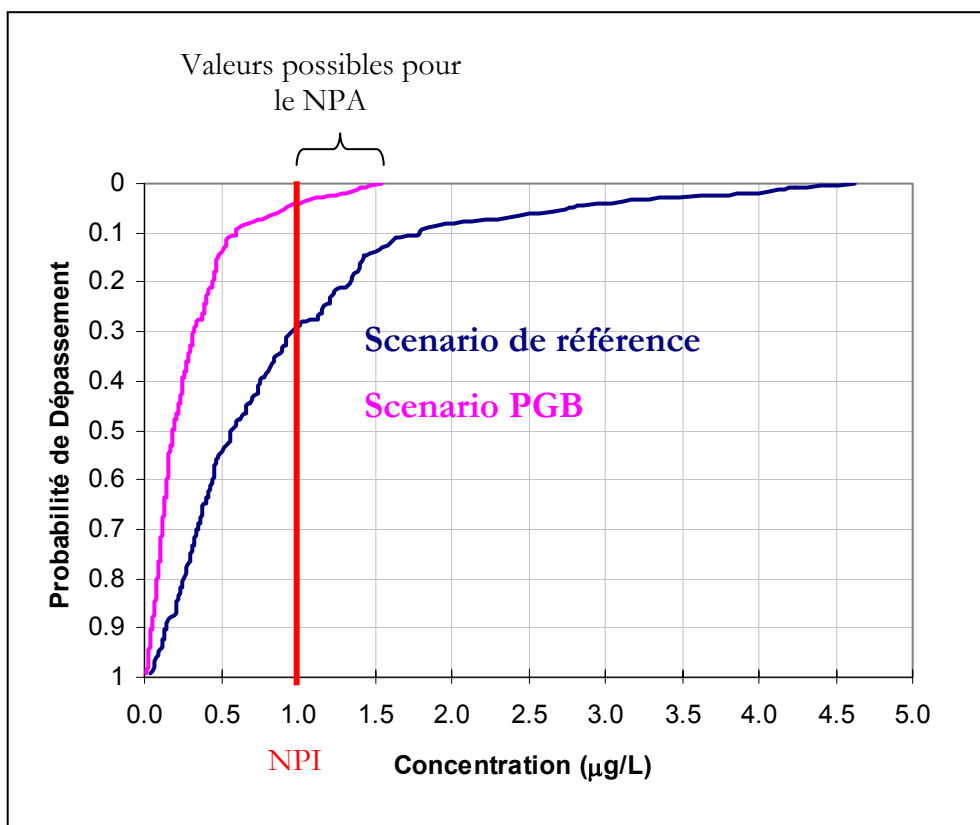


Figure 5.5 : Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer le NPA en fonction du NPI

5.3.1.2 Détermination du NPA indépendamment du NPI

Ici le NPA est déterminé sans tenir compte du NPI, à partir de l'ensemble des valeurs de concentrations obtenues avec le scénario PGB. Dans ce cas, on peut tirer une valeur statistique de la totalité des valeurs simulées à partir du scénario tenant compte des PGB.

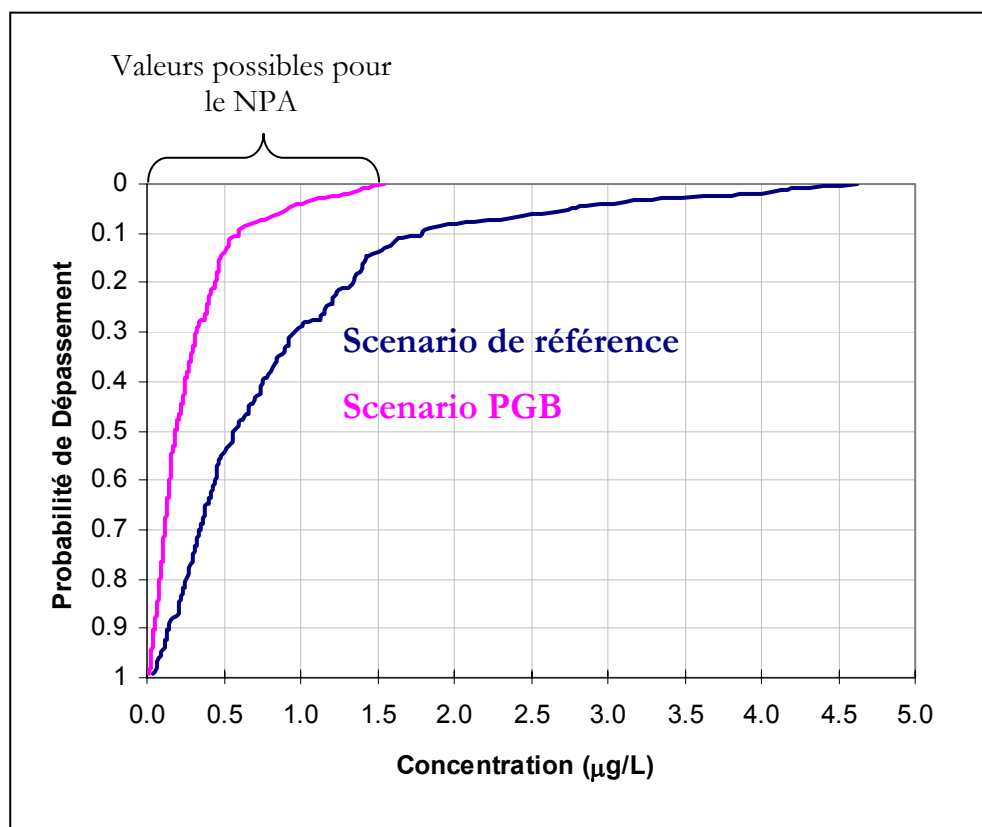


Figure 5.6 : Utilisation des courbes de fréquence cumulée pour déterminer le NPA indépendamment du NPI

Avec cette approche, il peut arriver que le NPA soit inférieur au NPI, si par exemple le NPI est élevé et que la qualité de l'eau initiale est déjà très bonne. Si tel est le cas, on peut aussi choisir de fixer le NPA égal au NPI. Compte tenu de notre compréhension de la définition du NPA, qui ne dépend en théorie que de ce qui est technologiquement faisable, il nous semble préférable d'utiliser la deuxième approche (indépendamment du NPI).

Une fois déterminée la gamme de valeurs possible pour le NPA, il convient de déterminer une valeur. Une première possibilité est de choisir une valeur statistique (médiane, maximum, quantile). Le choix de la valeur statistique reste subjectif et peut dépendre du niveau d'exigence désiré. Il faut aussi prendre en compte la facilité de communiquer ces valeurs aux agriculteurs et privilégier donc la simplicité. La médiane (qui correspond à une probabilité de dépassement de 50%) est une statistique simple à considérer et à communiquer mais qui manque de signification physique et de crédibilité. Comment demander en effet aux agriculteurs d'atteindre un objectif de concentration qui peut être dépassé un jour sur deux ? De plus elle est très difficile à relier à l'impact écotoxicologique (voir section suivante) puisque la gamme

des valeurs qui lui sont supérieures peut être très importante. Il nous semble préférable de prendre le quantile 90% de la distribution (qui correspond à une probabilité de dépassement de 10%). Cette valeur est plus élevée que la médiane.

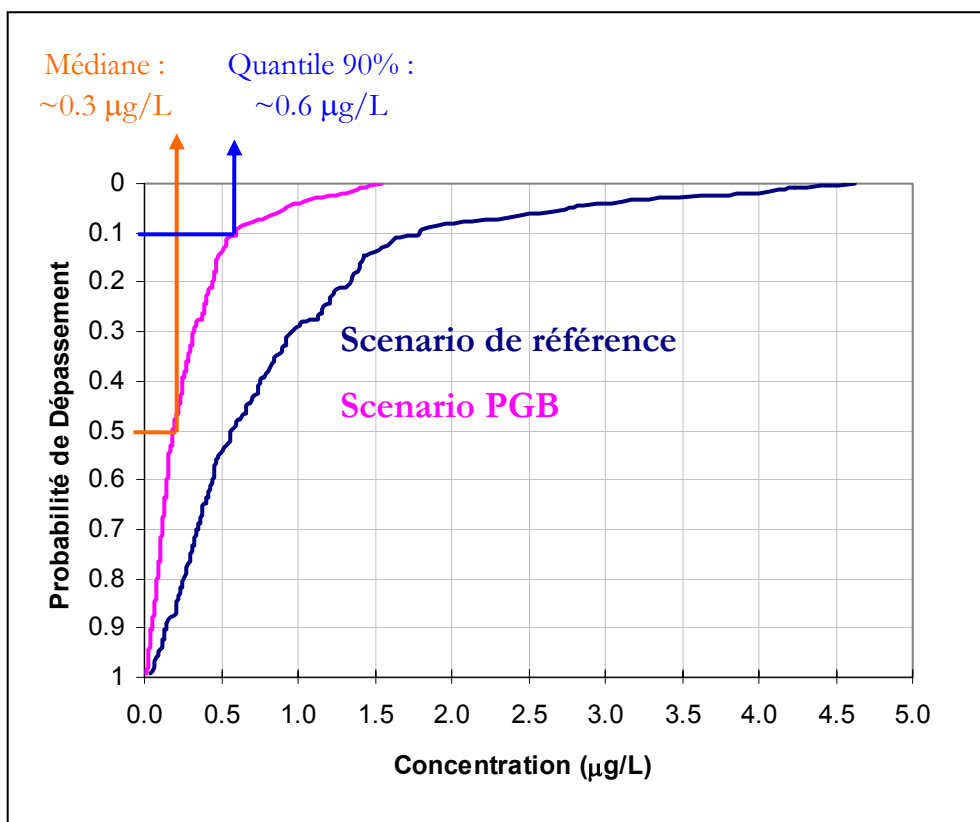


Figure 5.7 : Détermination de différentes valeurs statistiques à partir des courbes de fréquence cumulée

5.3.2 Lien avec l'impact écotoxicologique

Les résultats de simulation peuvent être reliés à l'impact écotoxicologique à l'aide des courbes dose-réponse utilisées pour déterminer le NPI (Figure 5.8, CANTOX Environmental, 2005). À chaque valeur de concentration simulée par le modèle correspond donc un pourcentage d'espèces affectées.

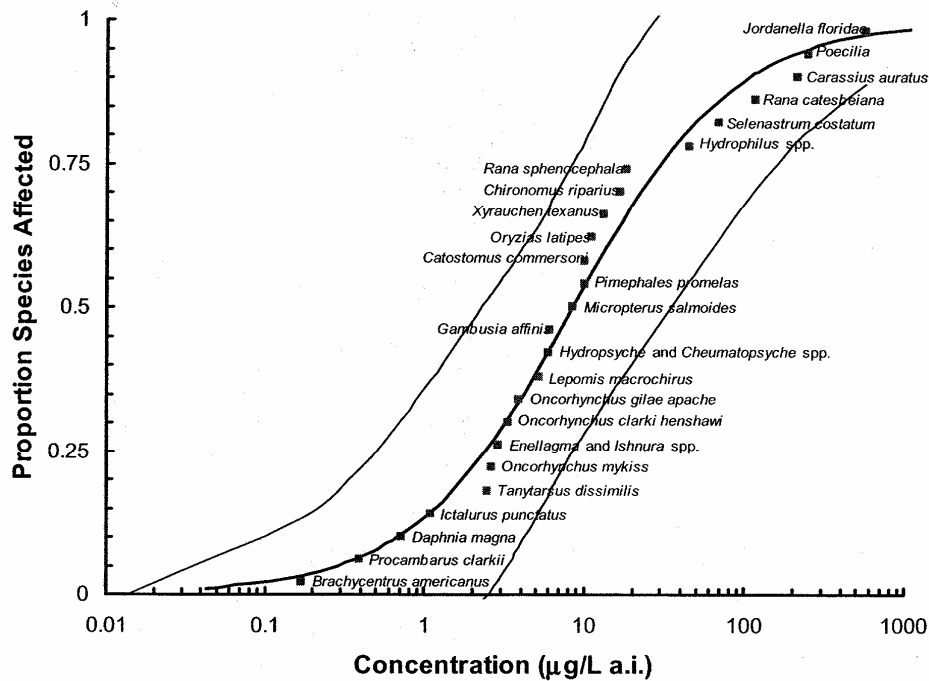


Figure 5.8 : Distribution de sensibilité des espèces pour le perméthrin (source : CANTOX Environmental, 2005)

Toutefois il est important de considérer le fait que la relation dose-réponse est le plus souvent déterminée à partir de tests en laboratoires avec exposition aiguë au contaminant (des données sur la toxicité chronique sont rarement disponibles). Ce sont généralement des données de CL_{50} . Si l'on considère une valeur de concentration qui a une forte probabilité de dépassement (donc qui est fréquemment dépassée), il convient de considérer plutôt des données de toxicité chronique, ou si celles-ci ne sont pas disponibles, utiliser un rapport ACR (« acute-to-chronic ratio ») qui transforme le CL_{50} aigu en métriques de faible effet chronique (CE_{10} , LOEC, NOEC).

Le fait de relier le NPA (*i.e.*, concentration communiquée par EC à AAC puis aux agriculteurs) à un impact sur les espèces présentes (*i.e.*, sensibilité des espèces au contaminant c'est-à-dire « *How clean is clean water ?* » selon la perspective d'EC) permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA. Quel est le niveau de risque acceptable ? Vaut-il mieux choisir une valeur qui est fréquemment dépassée mais avec un impact faible, ou bien une valeur plus rare mais qui a un impact important ? La détermination du NPA pourrait alors

se faire sur la base d'une minimisation du risque. D'autres approches peuvent être envisagées pour quantifier ce risque écotoxicologique.

5.3.3 Extension à la détermination de valeurs de NPA intermédiaires

Dans le cas où la mise en place des PGB représente un processus à long terme, avec plusieurs étapes étalées sur plusieurs années et que les étapes peuvent être définies en terme de scénario de gestion dans les modèles, l'approche proposée peut permettre de définir une valeur cible pour chacune de ces étapes (Figure 5.9).

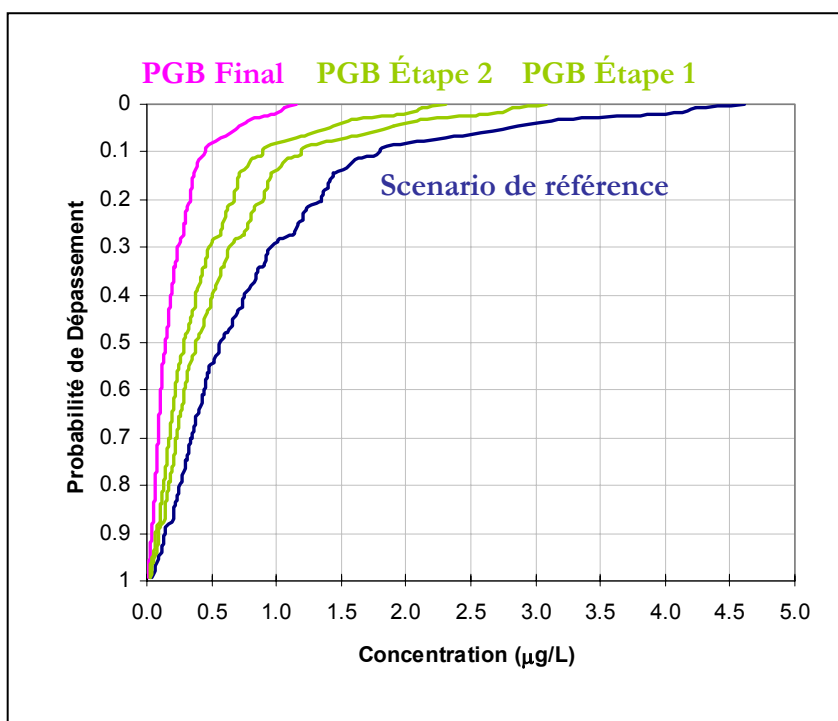


Figure 5.9 : Courbes de fréquence cumulée pour chaque étape de la mise en place des PGB

5.4 CONCLUSION ET PROCHAINES ÉTAPES

Ainsi, l'approche proposée permet de déterminer des NPA spécifiques à un groupe de pesticides (ex : regroupés notamment selon leurs propriétés bio-physico-chimiques) qui:

- dépendent des propriétés du bassin versant;

- peuvent être modulées dans le temps (ex : 5, 10 et 15 ans selon des scénarios d'implantation des PGB);
- peuvent être intrinsèquement associés à la sensibilité des espèces exposées selon les courbes dose-réponse utilisées pour définir les NPI.

L'utilisation des modèles permet d'obtenir une gamme de valeurs possibles, avec une probabilité de dépassement plus ou moins élevée. À ces valeurs de concentration correspond également un impact écotoxicologique caractérisé par le pourcentage d'espèces présentes qu'EC tient à protéger (1 – pourcentage d'espèces affectées). La Figure 5.10 schématise l'approche générale proposée et la Figure 5.11 un exemple d'une carte de NPA pour les tronçons de rivière d'un bassin versant. Rappelons que ces NPA sont déterminées à partir de la courbe de fréquence cumulée des concentrations en pesticides simulées sur la période d'intérêt (ex. : été) et un long intervalle de temps (ex. : 30 ans).

Pour le choix de la valeur de NPA parmi les valeurs possibles déterminées par le modèle, nous proposons en première approximation de prendre comme valeur de NPA le quantile 90% de la distribution des valeurs de concentrations simulées par le modèle sur la période d'intérêt et l'intervalle de temps considéré et en prenant en compte les PGB technologiquement faisables. Cela correspond à une probabilité de dépassement de 10%. Cette valeur de concentration peut ensuite être modulée (diminuée) en fonction de l'impact écotoxicologique correspondant, c'est-à-dire si le pourcentage d'espèces affectées correspondant est jugé trop important. D'autres approches peuvent être envisagées, notamment en considérant la notion de risque écotoxicologique.

La prochaine étape consiste à mettre en pratique cette approche en utilisant l'un ou deux des trois modèles appliqués dans le cadre de cette étude pour définir des valeurs de NPA sur le sous-bassin versant de la rivière Beurivage.

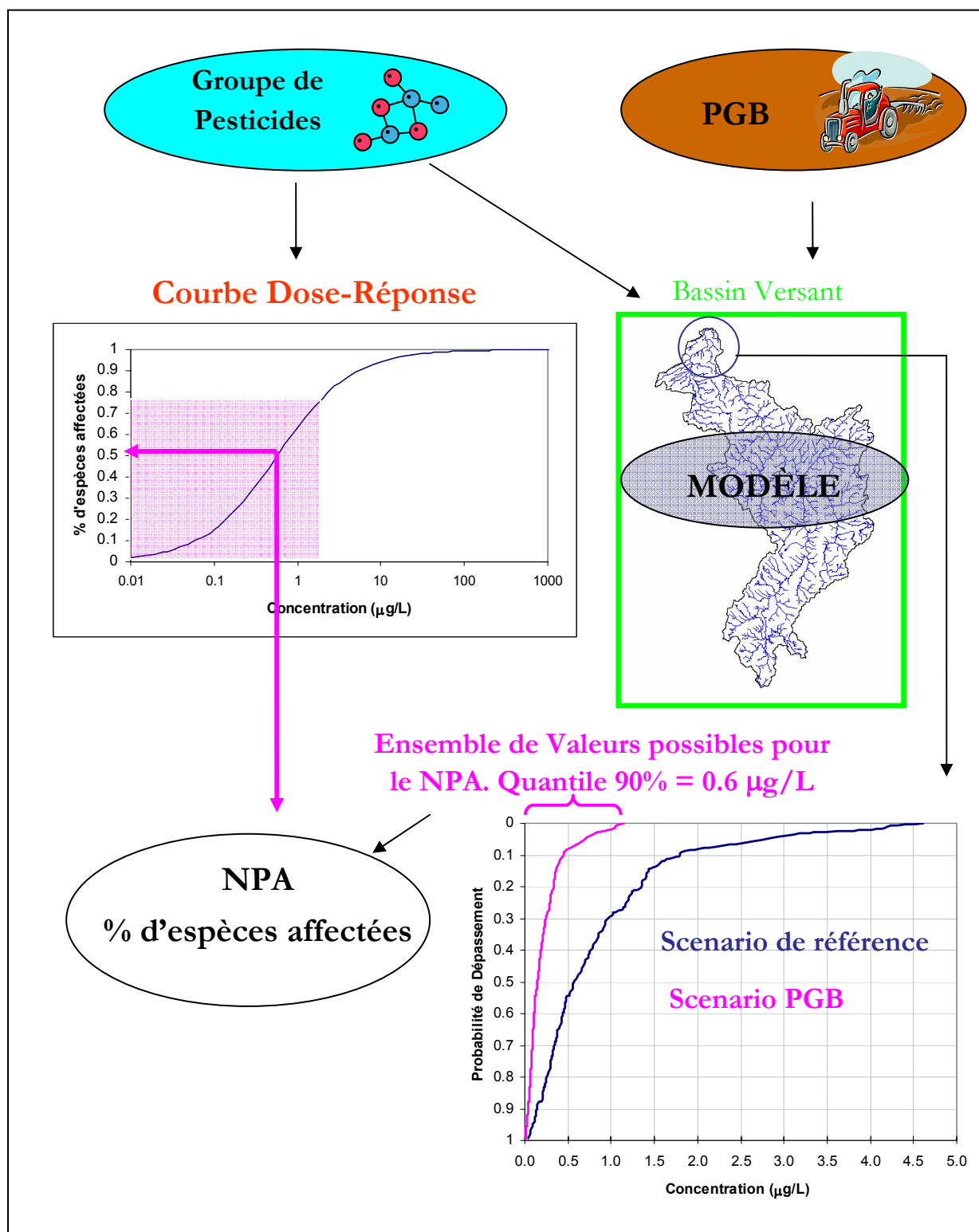


Figure 5.10 : Schématisation de l'approche proposée pour la détermination des NPA (dans ce cas, le NPA est déterminé indépendamment du NPI)

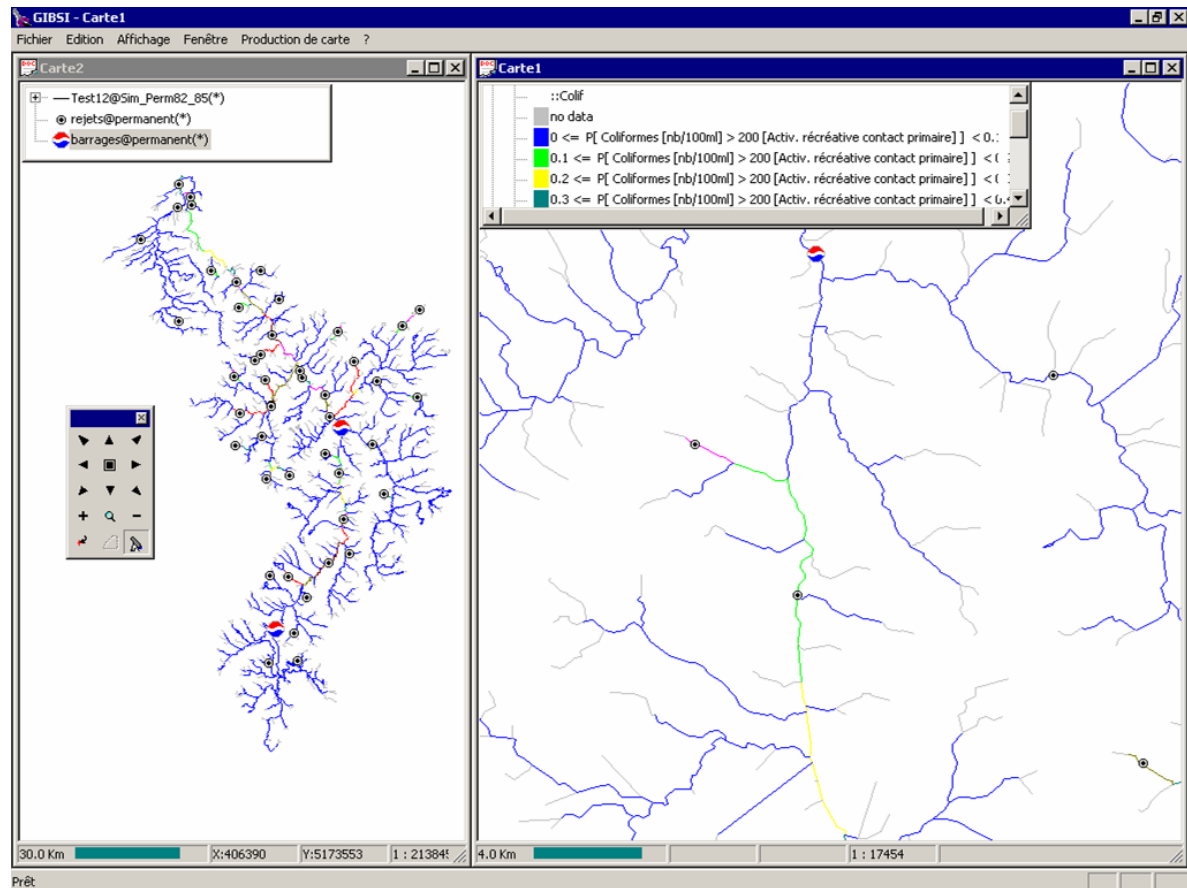


Figure 5.11 : Exemple de carte qui pourrait représenter les NPA selon un code de couleur pour les tronçons de rivière d'un bassin versant.

6 CAS D'APPLICATION : DÉTERMINATION DE NPA SUR LE SOUS-BASSIN DE LA RIVIÈRE BEAURIVAGE

Pour ce cas d'application et à fin de comparaison, nous avons utilisé les modèles SWAT et GIBSI sur le sous-bassin de la rivière Beurivage.

6.1 LES PESTICIDES CONSIDÉRÉS

Ce cas d'application concerne les trois pesticides suivants : *Atrazine* (maïs), *Métolachlor* (maïs) et *MCPB* (céréales). Ce choix a été dicté par la présence de données mesurées de concentration en rivière afin de valider les modèles. Nous souhaitons également déterminer les NPA pour des pesticides utilisés sur différentes cultures (maïs et céréales). À noter que l'*Atrazine* est le seul pesticide faisant partie des dix pesticides prioritaires identifiés par EC qui a été appliqué et mesuré sur notre bassin versant.

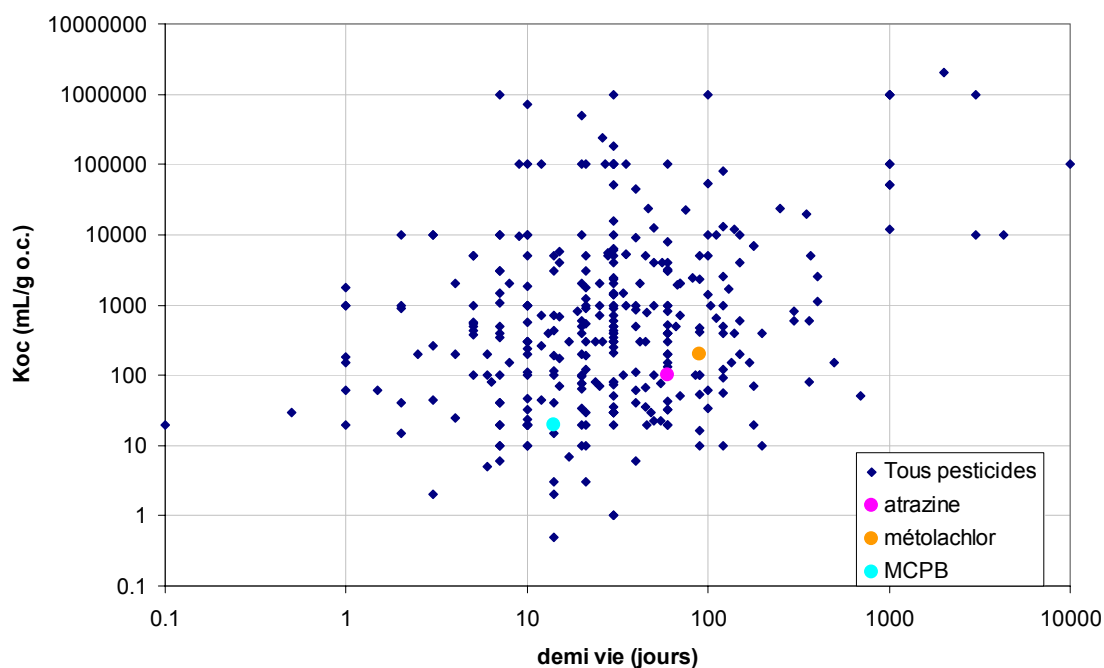


Figure 6.1 : Caractéristiques physico-chimiques des trois pesticides considérés en comparaison avec l'ensemble des 340 pesticides de Hornsby *et al.*, 1996

6.2 MÉTHODE GÉNÉRALE ET SCÉNARIOS DE SIMULATION

6.2.1 Années de simulation

Au chapitre 5, nous proposons de réaliser des simulations sur 30 ans afin d'avoir une représentativité maximale des conditions météorologiques rencontrées sur le bassin versant. Dans le cadre de ce travail d'application, le temps disponible étant limité, nous avons simulé uniquement cinq années. Ces années ont été sélectionnées parmi les années 1966 à 2004 en fonction de la lame d'eau mesurée à l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage pendant l'été (1^{er} juin au 31 août). Afin de conserver une bonne représentativité des conditions hydrologiques pouvant être rencontrées, nous avons déterminé les quantiles 10%, 25%, 50%, 75% et 90% des lames d'eau estivales. Cela correspond aux années 1975, 1989, 1988, 1990 et 1984 respectivement. Cela signifie par exemple que 1984 représente un été très humide, 1975 un été très sec et 1988 un été moyen (ou médian).

6.2.2 Les scénarios agricoles

Une première simulation a été réalisée à partir d'un scénario de référence avec application des pesticides aux taux suivants :

Atrazine : 0.65 kg/ha sur les occupations du sol en maïs

Métolachlor : 1.6 kg/ha sur les occupations du sol en maïs

MCPB : 0.06 kg/ha sur les occupations du sol en céréales

L'application des pesticides est réalisée sur la période du 1^{er} au 15 juin (16 jours).

Pour déterminer les NPA, trois scénarios de PGB ont été pris en compte :

- (i) Une réduction du taux d'application de pesticide de 30% (PGB1)
- (ii) L'implantation de bandes enherbées de 1 m de largeur (PGB2)
- (iii) Réduction du taux d'application de 30% et implantation de bandes enherbées de 1 m (PGB1+2)

À noter que l'algorithme utilisé pour déterminer l'influence des bandes enherbées est le même pour SWAT et GIBSI. Une bande de 1 m de largeur permet de retenir environ 36% des pesticides avant leur arrivée en rivière.

6.2.3 Période retenue pour la détermination des NPA

Les données mesurées montrent que l'on retrouve essentiellement des pesticides en rivière au mois de juin et au début juillet. En effet, la grande majorité des pesticides appliqués est soit exportée par ruissellement, soit dégradée dans le sol durant cette période. On observe la même dynamique avec les résultats de simulation. Nous avons donc choisi de considérer la période allant du 1^{er} juin (1^{er} jour d'application des pesticides dans nos simulations) au 31 juillet, soit 61 jours, pour déterminer l'effet des PGB sur les concentrations en pesticides et les NPA.

6.2.4 Lieu d'analyse

L'effet des PGB sur les concentrations en pesticides a été examiné à l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beurivage (709 km²). De plus, dans le cas de SWAT on présente les résultats à l'exutoire du sous-bassin versant du Bras d'Henri (150 km²).

6.2.5 Méthode

En ce qui concerne l'interprétation des résultats, et pour être fidèle à la procédure proposée à au chapitre 5, nous avons choisi ici de comparer les distributions obtenues avec ou sans PGB et plus précisément les quantiles 90% de ces distributions. Compte tenu des différences entre SWAT et GIBSI, nous avons adapté l'approche utilisée en fonction du modèle.

6.3 UTILISATION DE SWAT

Il est important de rappeler que la rotation des cultures n'a pas été prise en compte dans le contexte actuel en raison de la complexité de l'implantation dans le modèle SWAT de telles pratiques de cultures, notamment lors de longues périodes de modélisation. Il pourrait être envisageable d'intégrer au modèle des schémas de rotation des cultures selon une implantation spatiale variable mais un tel exercice s'avèrerait coûteux en temps. Il est donc jugé raisonnable d'appliquer des dates de semences et de récoltes fixes tout en répétant les mêmes pratiques agricoles pour chaque saison estivale.

De plus, il est à noter que le modèle SWAT procède à une atténuation de la précision spatiale de l'occupation du sol lors de la création d'unités hydrologiques homogènes en raison de la superposition des couches descriptives des types de sols et de l'utilisation du territoire. Cette perte d'information se reflète par la diminution des superficies des classes d'occupation du sol moins importantes qui sont alors fondues en partie dans les classes dominantes. (ex : la superficie occupée par la classe maïs est sujette à une diminution au profit des classes céréales, pâturage et foin ou forêts). Ainsi, il est possible que les superficies en maïs pour les bassins

versants des rivières Beurivage et Bras d'Henri soient inférieures à celles rencontrées dans le modèle GIBSI ou encore sur le terrain. Néanmoins, dans le contexte actuel, cette diminution est peu dommageable puisque l'analyse des PGB n'est pas supportée par des mesures de concentrations et charges en pesticides.

La prise en compte des PGB sélectionnées est décrite aux points suivants :

1. PGB1 : Réduction de 30% du taux d'application des pesticides (soit 70% du taux initial). L'intégration de cette PGB au modèle SWAT peut être exprimée par une réduction du taux d'efficacité de l'application du pesticide. Ce paramètre (AP_EF) s'inscrit dans la base de données des pesticides.
2. PGB2 : Implantation d'une bande riveraine enherbée de 1 m de largeur. L'intégration de cette PGB au modèle SWAT est directement liée au paramètre FILTERW qui représente la largeur de la bande riveraine enherbée. Ainsi une largeur de 1 m a été appliquée aux classes d'occupation maïs et céréales.

Par la suite, le modèle SWAT peut être utilisé pour évaluer l'impact des PGB décrites sur les années sélectionnées. Plus précisément, les résultats obtenus pour chaque PGB ainsi que la combinaison des PGB1+2 seront comparés à ceux obtenus sans la présence de PGB. Ces résultats seront présentés à la fois pour chacune des années sélectionnées et pour l'ensemble de celles-ci. Il est à noter que la comparaison des résultats se base sur le calcul de la concentration du pesticide visé correspondant au quantile 90% (Q90), c'est-à-dire une probabilité de dépassement de 10%. Il faut préciser que la détermination Q90 se base sur l'ensemble des concentrations de pesticides supérieures à un seuil de 0.01 µg/L pour les périodes comprises entre le 1^{er} juin et le 31 août. L'utilisation d'un tel seuil dans la détermination de la concentration de pesticides correspondant à la probabilité de non dépassement de 10% découle de la forme des résultats simulés par le modèle SWAT. En effet, tel que mentionné, les concentrations de pesticides (Atrazine) simulées par le modèle SWAT sont représentées par des pointes ponctuelles entrecoupées de faibles valeurs. Ainsi, et afin d'éviter la prise en compte d'un nombre trop élevé de faibles valeurs, il a été jugé raisonnable de fixer un seuil de 0.01 µg/L. Les concentrations inférieures à ce seuil ne sont donc pas prises en compte dans la détermination de celles correspondant au quantile 90%. Ce prétraitement permet donc la détermination de valeur plus raisonnable quant à la détermination des NPA.

Également, une comparaison entre les charges totales appliquées et celles rencontrées à l'exutoire des bassins versant à l'étude, sera établie afin de mieux décrire le comportement du modèle SWAT dans l'intégration de PGB relative à l'application de divers pesticides. Les résultats de comparaisons des PGB sont donc présentés pour les bassins versants des rivières Beurivage et Bras d'Henri. Il est à noter que les concentrations et charges en pesticides ne

peuvent être présentées pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière en raison des efforts considérables et très coûteux en temps requis par l'intégration complète du bassin versant et le calage des modèles hydrologique, d'érosion et de pesticides requis pour l'ensemble de ce secteur.

Dans un premier temps il est pertinent de présenter les réseaux hydrographiques décrivant les bassins versants des rivières Beaurivage (Figure 6.2) et Bras d'Henri. (Figure 6.3).

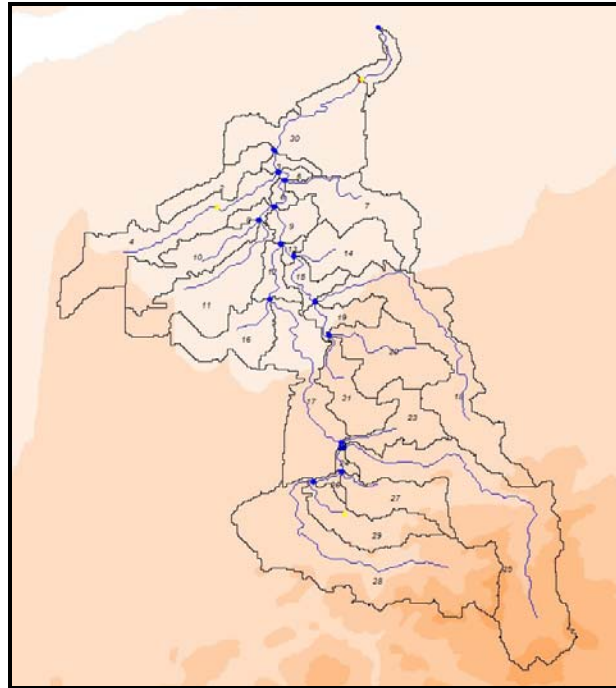


Figure 6.2 : Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Beaurivage (SWAT)

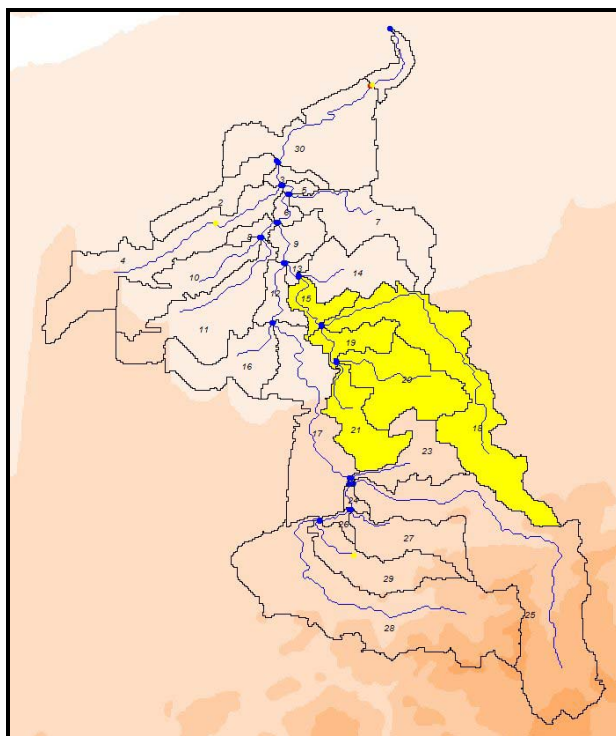


Figure 6.3 : Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Bras d'Henri (SWAT)

Les Figures F.27 et F.28 présentent l'ensemble des tronçons décrivant les bassins versants des rivières Beurivage et Bras d'Henri implantés au modèle SWAT. Il est à noter que ces réseaux hydrographiques se caractérisent par une arborescence moyennement détaillée quant à la détermination des sous-bassins décrivant les secteurs d'étude. Ainsi seulement les cours d'eau d'importances sont représentés. Par conséquent, les surfaces de drainage sont plus importantes et peuvent occasionner un temps de transport de pesticides plus long. Ceux-ci sont alors susceptibles d'être dégradés de façon plus importante avant d'atteindre les tronçons.

6.3.1 Atrazine

La Figure 6.4 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de l'Atrazine appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Beurivage. Les résultats sont précisés au Tableau 6.1.

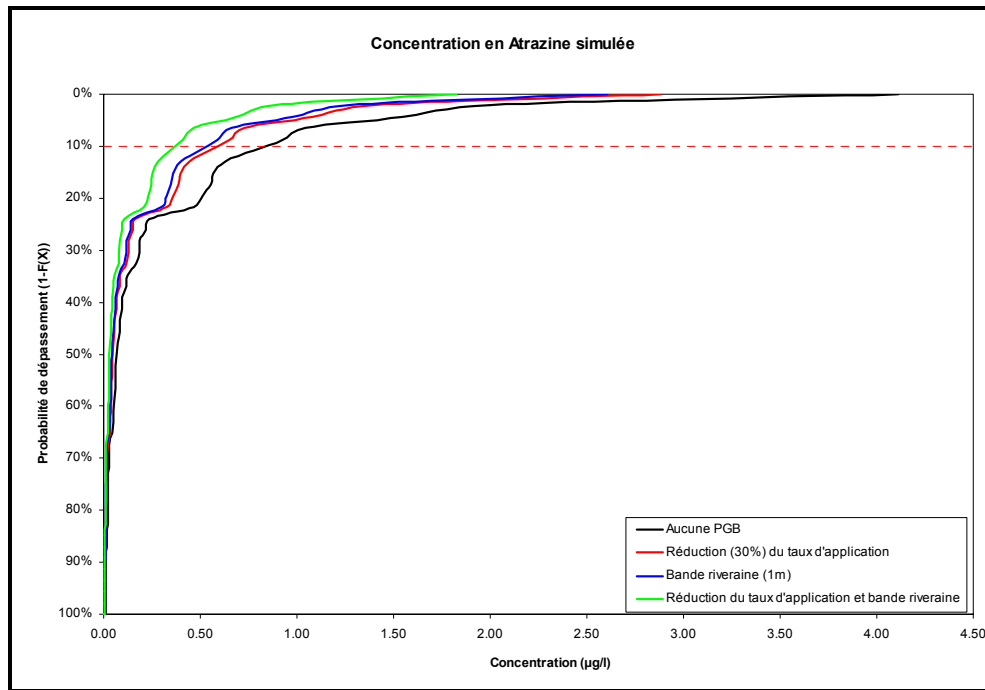


Figure 6.4 : Impact des PGB sur l'Atrazine (bassin versant de la Beurivage) (SWAT)

Tableau 6.1 : Quantile 90 des concentrations détaillées d'Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)

Comparaison	Q90 des Concentrations et % de Réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	1.13	-	0.62	-	0.92	-	0.74	-	0.65	-	0.84	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	0.79	30	0.43	30	0.64	30	0.52	30	0.45	30	0.59	30
Bande riveraine (PGB2)	0.72	37	0.39	37	0.58	37	0.47	37	0.41	37	0.53	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.50	56	0.27	56	0.41	56	0.33	56	0.29	56	0.37	56

Ces résultats démontrent que les concentrations d'Atrazine correspondant à la probabilité de dépassement de 10% (ou probabilité de non dépassement de 90%) demeurent relativement faibles. Les faibles valeurs ainsi observées peuvent être attribuées en partie au niveau de détail du bassin versant décrit par de grandes surfaces de drainage occasionnant un temps de transport des pesticides plus long vers les cours d'eau et pouvant occasionner une dégradation plus forte. Néanmoins, les valeurs maximales sont de l'ordre de grandeur de celles obtenues lors du calage du modèle et demeurent plausibles. Il est aussi à noter que l'amplitude des valeurs ne respecte pas nécessairement celle du quantile de chacune des années (1975 (10%), 1989 (25%), 1988 (50%), 1990 (75%) et 1984 (90%)). Ces observations tendent à souligner l'importance des dates d'applications des pesticides en fonction de l'occurrence d'événements pluvieux. Également, le tableau précédent démontre clairement l'impact de l'implantation de PGB sur la concentration de pesticides à l'exutoire de la rivière Beaurivage. En effet, la réduction du taux d'application et l'implantation d'une bande enherbée occasionnent des baisses respectives de 30% et 37% des concentrations en Atrazine, alors que la combinaison des deux PGB permet une baisse constante de 56% des concentrations d'Atrazine à l'exutoire de la rivière Beaurivage. **Finalement, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application d'Atrazine sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 0.37 µg/L à l'exutoire de la rivière Beaurivage.**

De plus, il peut être intéressant de comparer les charges d'Atrazine appliquées et retrouvées dans les cours d'eau. Le Tableau 6.2 démontre que les charges totales en rivière représentent un faible pourcentage des charges appliquées. Ce qui tend à confirmer le comportement des pesticides simulés par le modèle SWAT qui, tel que décrit précédemment, est composé de valeurs de concentrations généralement très faibles entrecoupées de quelques pics ponctuels. Il peut être noté qu'il est tout à fait sensé d'observer un pourcentage identique entre l'absence de

PGB et la réduction du taux d'application en raison de l'absence de modification apportée au modèle directement.

Tableau 6.2 : Comparaison des charges d'Atrazine appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beurivage (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	233.69	-	233.69	-	233.69	-	233.69	-	233.69	-	1168.44	-
Aucune PGB	5.96	2.55	1.62	0.69	5.04	2.16	2.78	1.19	2.80	1.20	18.19	1.56
Réduction du taux d'application (PGB1)	4.17	2.55	1.13	0.69	3.53	2.16	1.94	1.19	1.96	1.20	12.73	1.56
Bande riveraine (PGB2)	3.78	1.62	1.03	0.44	3.19	1.37	1.76	0.75	1.78	0.76	11.54	0.99
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	2.64	1.13	0.72	0.31	2.24	0.96	1.23	0.53	1.24	0.53	8.08	0.69

Les résultats de la simulation des concentrations d'Atrazine peuvent également être présentés pour l'exutoire du bassin versant de la rivière Bras d'Henri. La Figure 6.5 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de l'Atrazine appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Bras d'Henri.

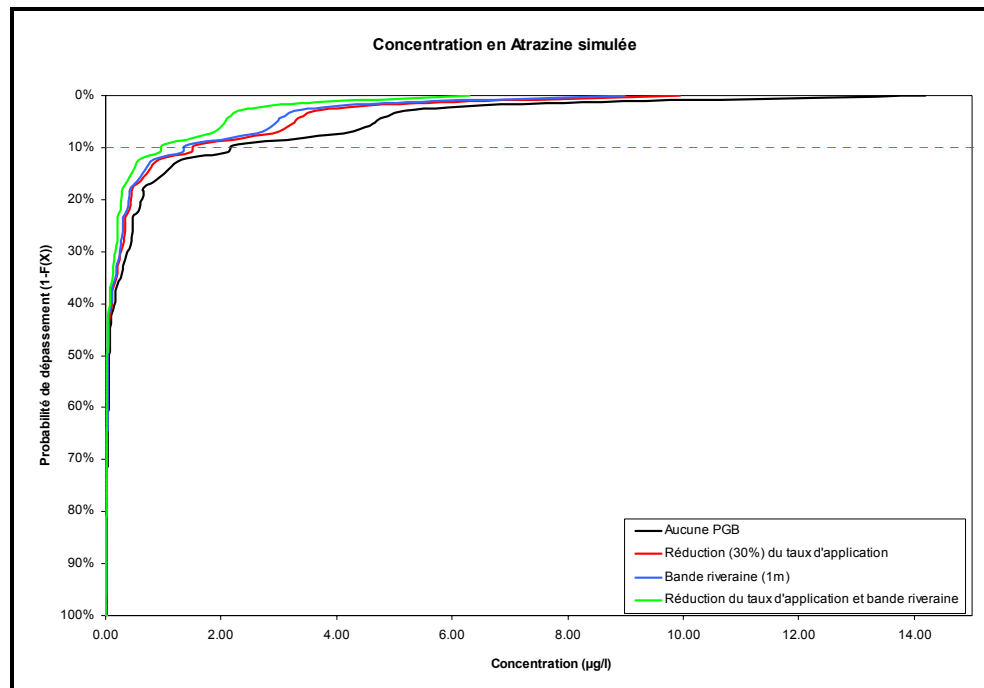


Figure 6.5 : Impact des PGB sur l'Atrazine (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT)

Les résultats présentés à la Figure 6.5 sont précisés au Tableau 6.3

Tableau 6.3 : Quantile 90 des concentrations détaillées d’Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d’Henri (SWAT)

Comparaison	Q90 des Concentration et % de Réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	1.10	-	0.95	-	2.03	-	2.21	-	2.05		2.18	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	0.77	30	0.66	30	1.42	30	1.55	30	1.43	30	1.52	30
Bande riveraine (PGB2)	0.70	37	0.60	36	1.29	37	1.40	37	1.30	37	1.38	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.49	56	0.42	55	0.90	56	0.98	56	0.91	56	0.97	56

Ces résultats démontrent que les concentrations d’Atrazine correspondant à la probabilité de dépassement de 10% (ou probabilité de non dépassement de 90%) sont plus importantes que celles simulées à l’exutoire de la rivière Beaurivage. De plus, les valeurs maximales sont largement supérieures à celles rencontrées précédemment. Cette augmentation s’accorde avec l’importance des cultures de maïs sur le bassin versant de la rivière Bras d’Henri. En effet, le bassin versant de la rivière Bras d’Henri présente un taux d’occupation en maïs (2.36%) plus important, en comparaison avec l’ensemble de la rivière Beaurivage (0.53%). L’ordre de grandeur des valeurs obtenues demeure réaliste. Également, le tableau précédent démontre la persistance de l’impact de l’implantation de PGB sur la concentration des pesticides à l’exutoire de la rivière Bras d’Henri. En effet, la réduction du taux d’application et l’implantation d’une bande enherbée occasionnent des baisses respectives de 30% et 37% des concentrations en Atrazine, alors que la combinaison des deux PGB permet une baisse constante de 56% des concentrations d’Atrazine à l’exutoire de la rivière Bras d’Henri. **Finalement, si l’on considère que l’application d’une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d’application d’Atrazine sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 0.97 µg/L à l’exutoire du Bras d’Henri.**

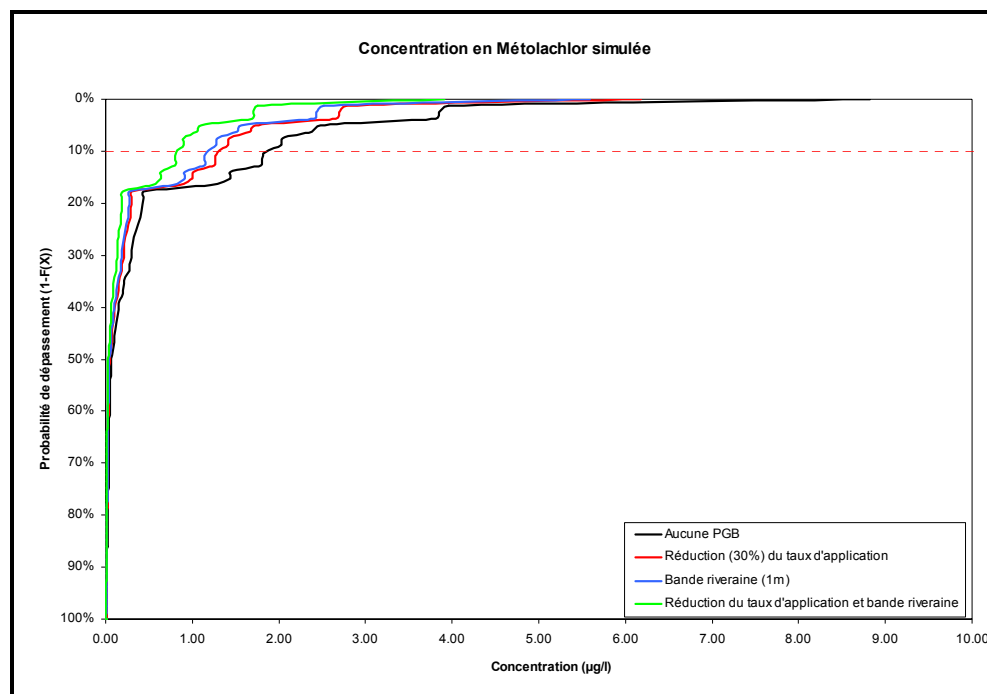
De plus, il peut être intéressant de comparer les charges d’Atrazine appliquées et retrouvées dans le cours d’eau. Le Tableau 6.4 démontre que les charges totales en rivière représentent, à nouveau, un faible pourcentage des charges appliquées. Toutefois, il est possible de noter une légère augmentation en comparaison avec les valeurs obtenues pour l’Atrazine sur l’ensemble du bassin versant de la rivière Beaurivage. Ce qui tend à confirmer le comportement de l’Atrazine simulé par le modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière Bras d’Henri qui présente un plus fort taux d’occupation en culture de maïs.

Tableau 6.4 : Comparaison des charges d'Atrazine appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	189.78		189.78		189.78		189.78		189.78		948.92	
Aucune PGB	5.13	2.70	1.38	0.73	4.41	2.33	2.45	1.29	2.44	1.28	15.81	1.67
Réduction du taux d'application (PGB1)	3.59	2.70	0.97	0.73	3.09	2.33	1.71	1.29	1.71	1.28	11.07	1.67
Bande riveraine (PGB2)	3.25	1.71	0.88	0.46	2.80	1.47	1.56	0.82	1.55	0.82	10.03	1.06
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	2.28	1.20	0.62	0.32	1.96	1.03	1.09	0.57	1.08	0.57	7.02	0.74

6.3.2 Métolachlor

La procédure de présentation des résultats pour l'Atrazine peut être reprise pour la simulation des concentrations en Métolachlor à l'exutoire des rivières Beurivage et Bras d'Henri. La Figure 6.6 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de Métolachlor appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Beurivage.

**Figure 6.6 :** Impact des PGB sur le Métolachlor (bassin versant de la Beurivage) (SWAT)

Les résultats présentés à la Figure 6.6 sont précisés au Tableau 6.5.

Tableau 6.5 : Quantile 90 des concentrations détaillées de Métolachlor (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)

Comparaison	Q90 des Concentration et % de Réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	3.13	-	0.97	-	1.66	-	2.11	-	0.49		1.86	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	2.19	30	0.68	30	1.16	30	1.48	30	0.34	30	1.30	30
Bande riveraine (PGB2)	1.98	37	0.61	37	1.05	37	1.34	37	0.31	37	1.18	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	1.39	56	0.43	56	0.73	56	0.93	56	0.22	56	0.82	56

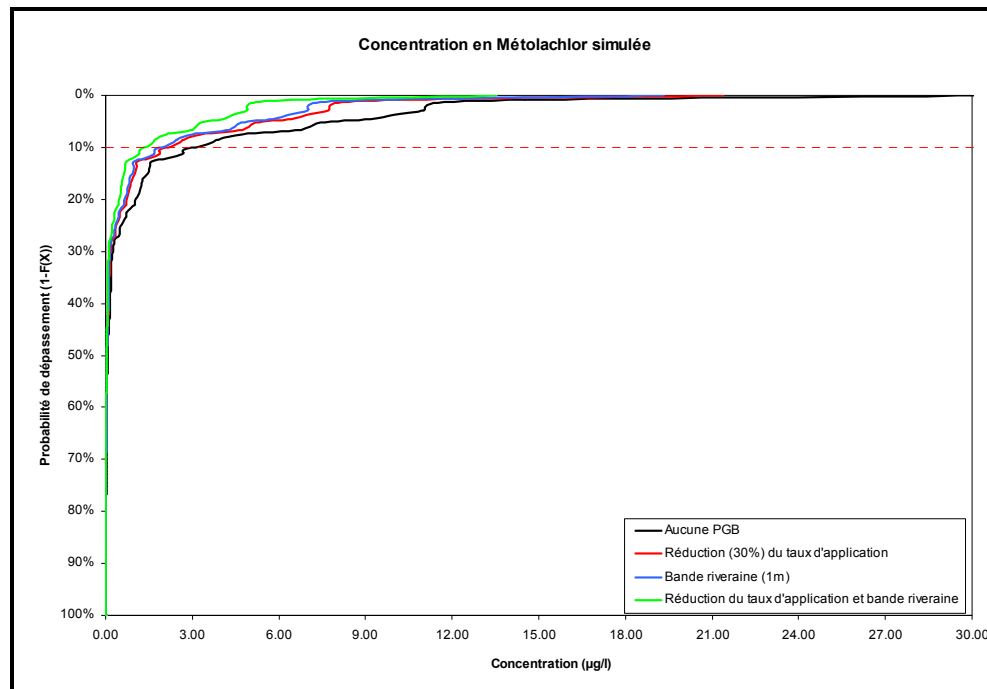
Ces résultats démontrent que les concentrations de Métolachlor correspondant à la probabilité de dépassement de 10% (ou probabilité de non dépassement de 90%) sont relativement plus importantes que celles rencontrées pour l'Atrazine. Les valeurs ainsi observées peuvent être attribuées au taux d'application ainsi qu'aux caractéristiques du Métolachlor en comparaison avec celle de l'Atrazine, notamment le temps de demi-vie et la solubilité maximale (90 jours et 530 mg/L) pour le Métolachlor, en comparaison avec 60 jours et 33 mg/L pour l'Atrazine. De plus, les valeurs maximales sont plus importantes que celles mesurées sur le terrain. Comme pour l'Atrazine, l'année la plus sèche a tendance à produire la concentration résultante du Q90 la plus élevée et la réduction du taux d'application et l'implantation d'une bande enherbée occasionnent des baisses respectives de 30% et 37% des concentrations en Métolachlor, alors que la combinaison des deux PGB permet une baisse constante de 56% des concentrations de Métolachlor à l'exutoire de la rivière Beaurivage. **Finalement, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application de Métolachlor sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 0.82 µg/L à l'exutoire de la rivière Beaurivage.**

De plus, il peut être intéressant de comparer les charges de Métolachlor appliquées et retrouvées dans le cours d'eau. Le Tableau 6.6 démontre que les charges totales en rivière représentent également un faible pourcentage des charges appliquées.

La Figure 6.7 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de Métolachlor appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Bras d'Henri.

Tableau 6.6 : Comparaison des charges de Métolachlor appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beurivage (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	575.23		575.23		575.23		575.23		575.23		2876.16	
Aucune PGB	14.10	2.45	7.92	1.38	17.35	3.02	9.48	1.65	8.81	1.53	57.66	2.00
Réduction du taux d'application (PGB1)	9.87	1.72	5.54	0.96	12.15	2.11	6.64	1.15	6.17	1.07	40.36	1.40
Bande riveraine (PGB2)	8.94	1.55	5.03	0.87	11.00	1.91	6.01	1.05	5.59	0.97	36.57	1.27
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	6.26	1.09	3.52	0.61	7.70	1.34	4.21	0.73	3.91	0.68	25.60	0.89

**Figure 6.7 :** Impact des PGB sur le Métolachlor (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT)

Ces résultats sont précisés au Tableau 6.7.

Tableau 6.7 : Quantile 90 des concentrations détaillées de Métolachlor (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)

Comparaison	Q90 Concentration et % de Réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	2.14	-	2.46	-	3.20	-	3.99	-	1.36		3.11	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	1.50	30	1.73	30	2.24	30	2.79	30	0.95	30	2.18	30
Bande riveraine (PGB2)	1.36	37	1.56	37	2.03	37	2.52	37	0.86	37	1.97	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.95	56	1.10	56	1.42	56	1.77	56	0.60	56	1.38	56

Ces résultats démontrent que les concentrations de métalochlore correspondant au Q90 sont également plus importantes que celles simulées à l'exutoire de la rivière Beurivage. Cette augmentation s'accorde tout comme pour l'Atrazine avec l'importance des cultures de maïs sur le bassin versant de la rivière Bras d'Henri. Comme pour le bassin versant de la Beurivage, la réduction du taux d'application et l'implantation d'une bande enherbée occasionnent des baisses respectives de 30% et 37% des concentrations en Métolachlor, alors que la combinaison des deux PGB permet une baisse constante de 56% des concentrations de Métolachlor à l'exutoire de la rivière Bras d'Henri. **Enfin, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application de Métolachlor sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 1.38 µg/L à l'exutoire du Bras d'Henri.**

Le Tableau 6.8 démontre que les charges totales en rivière représentent, à nouveau, un faible pourcentage des charges appliquées. Toutefois, il est possible de noter une légère augmentation en comparaison avec les valeurs obtenues pour le Métolachlor sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage.

Tableau 6.8 : Comparaison des charges de Métolachlor appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	467.16		467.16		467.16		467.16		467.16		2335.81	
Aucune PGB	12.24	2.62	6.68	1.43	15.36	3.29	8.46	1.81	7.68	1.64	50.42	2.16
Réduction du taux d'application (PGB1)	8.57	1.83	4.68	1.00	10.75	2.30	5.92	1.27	5.38	1.15	35.30	1.51
Bande riveraine (PGB2)	7.76	1.66	4.24	0.91	9.74	2.08	5.36	1.15	4.88	1.04	31.97	1.37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	5.43	1.16	2.97	0.64	6.82	1.46	3.75	0.80	3.41	0.73	22.38	0.96

6.3.3 MCPB

La procédure de présentation des résultats peut finalement être reprise pour la simulation des concentrations en MCPB (sel de sodium) à l'exutoire des rivières Beurivage et Bras d'Henri. La Figure 6.8 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de MCPB appliqué à la classe d'occupation céréales du bassin versant de la rivière Beurivage.

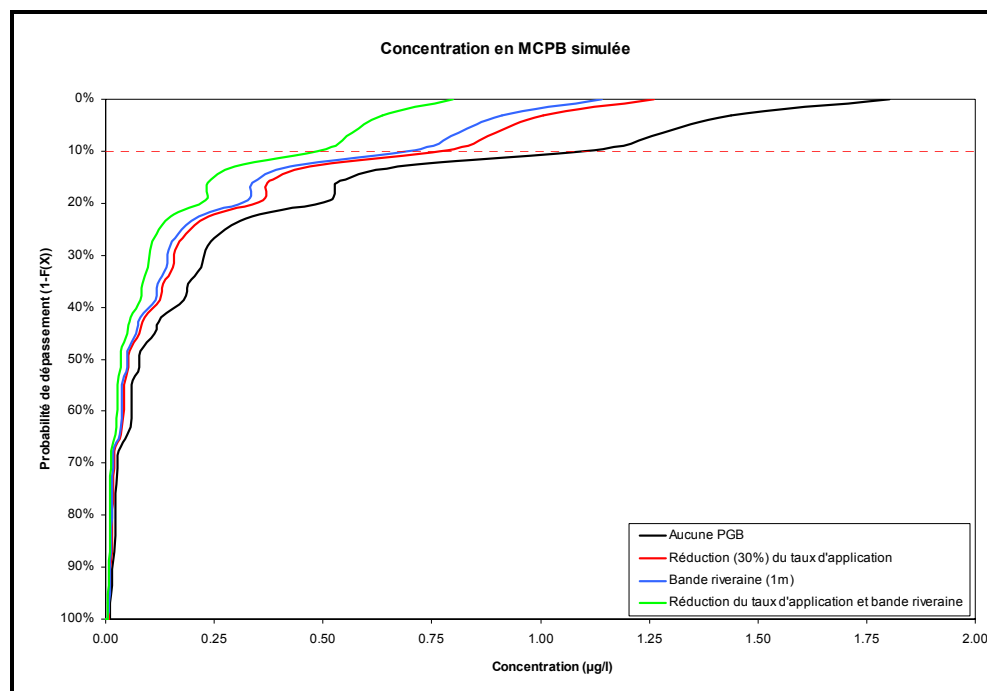


Figure 6.8 : Impact des PGB sur le MCPB (bassin versant de la Beurivage) (SWAT)

Ces résultats sont précisés au Tableau 6.9.

Tableau 6.9 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (SWAT)

Comparaison	Q90 des Concentration et % de Réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	0.71	-	0.34	-	1.07	-	0.76	-	0.81		1.10	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	0.50	30	0.24	30	0.75	30	0.53	30	0.57	30	0.77	30
Bande riveraine (PGB2)	0.45	37	0.21	37	0.68	37	0.48	37	0.52	37	0.69	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.32	56	0.15	56	0.47	56	0.34	56	0.36	56	0.49	56

Ces résultats démontrent que les concentrations de MCPB correspondant au Q90 sont plus faibles que celles rencontrées pour l'Atrazine et le Métolachlor. Les faibles valeurs ainsi observées peuvent être attribuées au taux d'application assez faible (0.06 kg/ha céréales), ainsi qu'aux caractéristiques du MCPB en comparaison avec celle de l'Atrazine et le Métolachlor, principalement le temps de demie (40 jours) pour le MCPB en comparaison à 60 jours pour l'Atrazine et 90 jours pour le Métolachlor. Par conséquent, le faible taux d'application ainsi que le temps de demi-vie plus court occasionnent des concentrations de MCPB plus faibles à l'exutoire de la rivière Beaurivage. Tout comme l'Atrazine et le Métolachlor : (i) l'amplitude des valeurs ne respecte pas nécessairement celle du quantile de chacune des années météorologiques et (ii) la réduction du taux d'application et l'implantation d'une bande enherbée permettent des baisses respectives de 30% et 37% des concentrations en MCPB alors que la combinaison des deux PGB résulte en une baisse constante de 56% des concentrations de MCPB à l'exutoire de la Beaurivage. **Enfin, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application de MCPB sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 0.49 µg/L à l'exutoire de la rivière Beaurivage.**

Le Tableau 6.10 démontre que les charges totales en rivière représentent également un faible pourcentage des charges appliquées. De plus, les charges appliquées sont moins importantes que celles relatives à l'Atrazine et au Métolachlor. Ce qui tend à confirmer les valeurs plus faibles de concentrations observées précédemment.

Tableau 6.10 : Comparaison des charges de MCPB appliquées et retrouvées dans le bassin versant de la Beurivage (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	271.20		271.20		271.20		271.20		271.20		1356.00	
Aucune PGB	4.34	1.60	0.53	0.20	2.03	0.75	1.68	0.62	1.93	0.71	10.51	0.78
Réduction du taux d'application (PGB1)	3.04	1.12	0.37	0.14	1.42	0.52	1.18	0.43	1.35	0.50	7.35	0.54
Bande riveraine (PGB2)	2.75	1.01	0.34	0.12	1.29	0.47	1.07	0.39	1.23	0.45	6.67	0.49
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	1.92	0.71	0.24	0.09	0.90	0.33	0.75	0.28	0.86	0.32	4.67	0.34

La Figure 6.9 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de MCPB appliqué à la classe d'occupation céréales du bassin versant de la rivière Bras d'Henri.

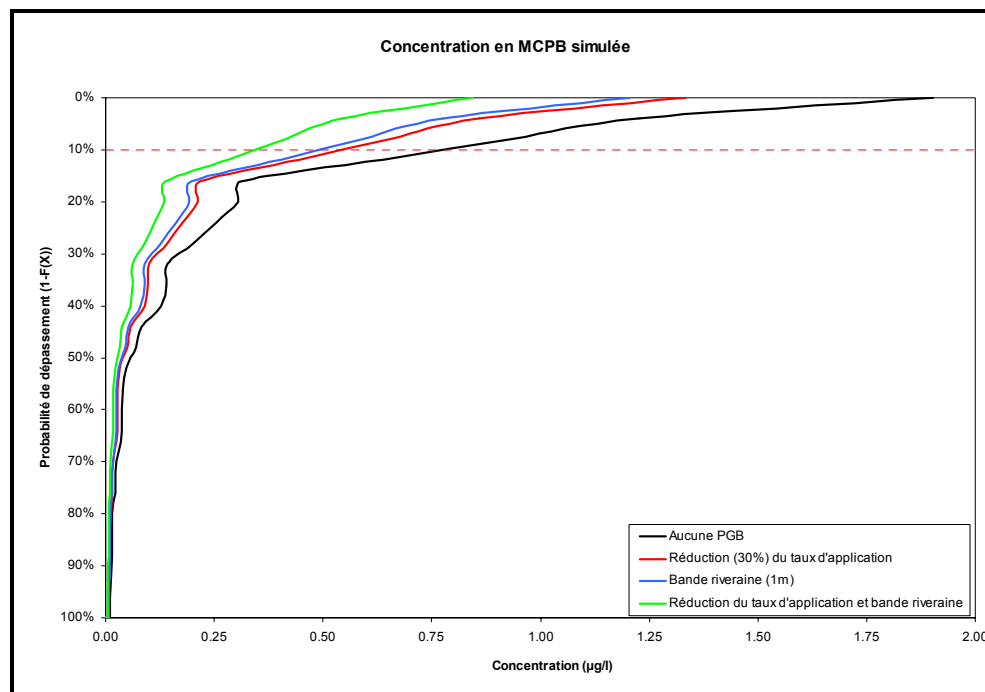


Figure 6.9 : Impact des PGB sur le MCPB (bassin versant du Bras d'Henri) (SWAT)

Ces résultats sont précisés au Tableau 6.11.

Tableau 6.11 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)

Comparaison	Q90 des Concentration et % de réduction											
	1975		1984		1988		1989		1990		Combiné	
	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L	%
Aucune PGB	1.26	-	0.17	-	0.92	-	0.44	-	0.34		0.79	-
Réduction du taux d'application (PGB1)	0.88	30	0.12	30	0.64	30	0.31	30	0.24	30	0.55	30
Bande riveraine (PGB2)	0.80	37	0.11	37	0.58	37	0.28	37	0.22	37	0.50	37
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.56	56	0.07	56	0.41	56	0.19	56	0.15	56	0.35	56

Les Q90 pour le MCPB sur ce bassin versant sont, en général, plus faibles que celles simulées à l'exutoire de la rivière Beurivage. De plus, les valeurs maximales demeurent plus inférieures à celles simulées pour l'Atrazine et le Métolachlor. Cette diminution s'accorde, tel que mentionné, avec le faible taux d'application de MCPB sur les cultures céréalières présentes sur le bassin versant de la rivière Bras d'Henri. En effet, bien que le taux d'occupation en céréales soit de 7.44%, la charge totale appliquée (55.33 kg) demeure plus faible que celle de l'Atrazine (189.78 kg) et de Métolachlor (467.16 kg). L'ordre de grandeur des valeurs obtenues semble toutefois acceptable. Ce tableau démontre également la persistance de l'impact de l'implantation de pratiques de gestion bénéfiques sur la concentration de pesticide à l'exutoire de la rivière Bras d'Henri. **Finalement, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application de MCPB sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à une valeur de NPA de 0.35 µg/L à l'exutoire du Bras d'Henri.**

Le Tableau 6.12 démontre que les charges totales en rivière représentent, à nouveau, un faible pourcentage des charges appliquées. De plus, il est possible de noter une légère diminution en comparaison avec les valeurs obtenues pour le Métolachlor et l'Atrazine sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage. Ce qui tend à confirmer les observations portées précédemment aux concentrations de MCPB sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage.

Tableau 6.12 : Comparaison des charges de MCPB appliquées et retrouvées dans le bassin versant du Bras d'Henri (SWAT)

Comparaison	Charges totales appliquées vs. Charges totales en rivière											
	1975		1984		1988		1989		1990		Total	
	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
Application	55.33		55.33		55.33		55.33		55.33		276.63	
Aucune PGB	1.16	2.10	0.05	0.09	0.33	0.60	0.30	0.55	0.16	0.29	2.01	0.73
Réduction du taux d'application (PGB1)	0.81	2.10	0.04	0.09	0.23	0.60	0.21	0.55	0.11	0.29	1.40	0.73
Bande riveraine (PGB2)	0.73	1.33	0.03	0.06	0.21	0.38	0.19	0.35	0.10	0.18	1.27	0.46
Réduction du taux d'application et bande riveraine (PGB1+2)	0.51	0.93	0.02	0.04	0.15	0.27	0.13	0.24	0.07	0.13	0.89	0.32

6.4 UTILISATION DE GIBSI

Concernant GIBSI, comme il permet de prendre en compte une répartition aléatoire des années de rotation des cultures et des dates d'application des pesticides, nous avons réalisé trois simulations « aléatoires » pour chaque combinaison année/scénario afin d'obtenir un résultat plus représentatif. Toutefois, comme indiqué à la section 4.3, ces combinaisons aléatoires n'ont que très peu d'influence sur la distribution des valeurs de concentrations obtenues. Le calcul des fréquences de dépassement et des NPA est ensuite réalisé sur le cumul des valeurs obtenues avec les trois simulations, pour chaque année, puis pour l'ensemble des cinq années, ce qui est équivalent aux NPA ou Q90 de la colonne « Combiné » des Tableaux 6.1, 6.3, 6.5, 6.7 et 6.9. On présente ici les résultats pour deux pesticides : Atrazine et MCPB. À l'opposé de la section précédente portant sur l'utilisation de SWAT, nous ne rapportons pas les résultats obtenus au niveau de l'exutoire du Bras d'Henri. Il va de même pour le pourcentage de réduction entre les masses de pesticides appliquées et simulées.

6.4.1 Atrazine

La Figure 6.410 présente l'impact sommaire de l'intégration des PGB sur la simulation de l'Atrazine appliqué à la classe d'occupation maïs du bassin versant de la rivière Beurivage. À noter que nous avons vu à la section 4.3.6.4 que GIBSI reproduit fidèlement les niveaux des pics de concentrations mesurés en Atrazine mais que les concentrations simulées pouvaient être trop élevées entre ces pics. Ceci étant dit, on note au Tableau 6.13 que les Q90 dans le bassin de la Beurivage décroissent en fonction des PGB implantées. Ainsi, on observe une réduction de la concentration du Q90 de 28%, 23% et 58% lorsque les PGB1, PGB2 et

PGB1+2 sont implantées. À noter que ces Q90 sont tous inférieurs au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) qui est de 1.8 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour l'Atrazine (MDDEP, 2006).

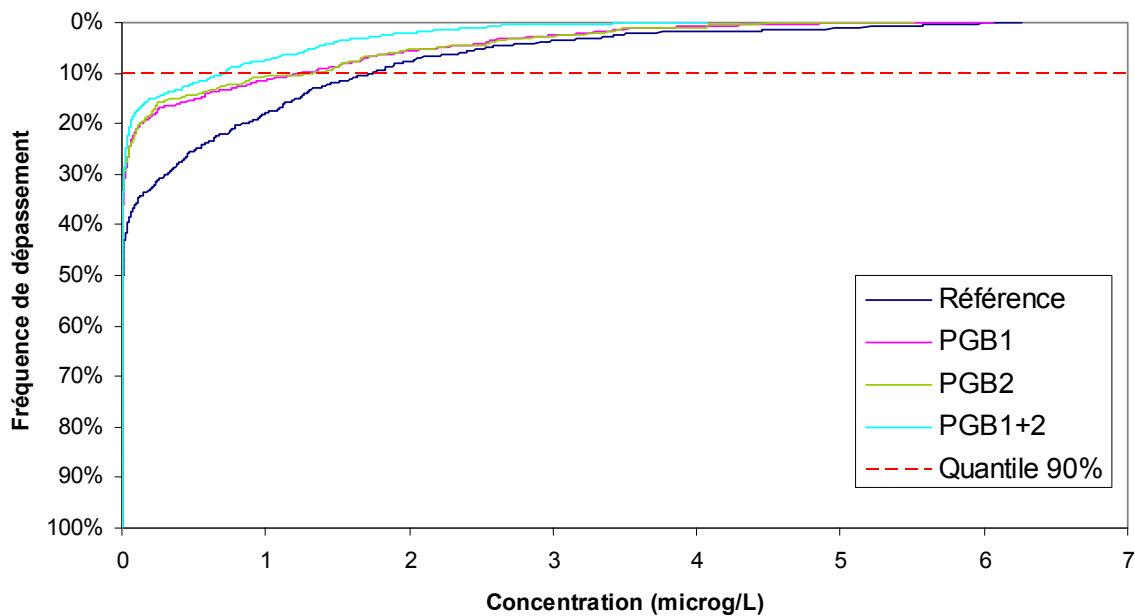


Figure 6.10 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en Atrazine proche de l'exutoire du sous-bassin de la rivière Beaurivage (tronçon 1644). Cumul des 15 simulations (5 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d'application et de rotation culturale par année) (GIBSI)

Tableau 6.13 : Quantile 90 des concentrations détaillées d’Atrazine (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beurivage (GIBSI)

Scénario				
	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
Q90 [$\mu\text{g/L}$]	1.75	1.26	1.34	0.72

6.4.2 MCPB

La Figure 6.41 présente l’impact sommaire de l’intégration des PGB sur la simulation de MCPB appliqué à la classe d’occupation maïs du bassin versant de la rivière Beurivage. On note au Tableau 6.14 que les quantile 90 des concentrations détaillées d’Atrazine (Q90) dans le bassin versant de la Beurivage décroissent en fonction des PGB implantées. En effet, on observe une réduction de la concentration du Q90 de 20%, 43% et 67% lorsque les PGB1, PGB2 et PGB1+2 sont implantées.

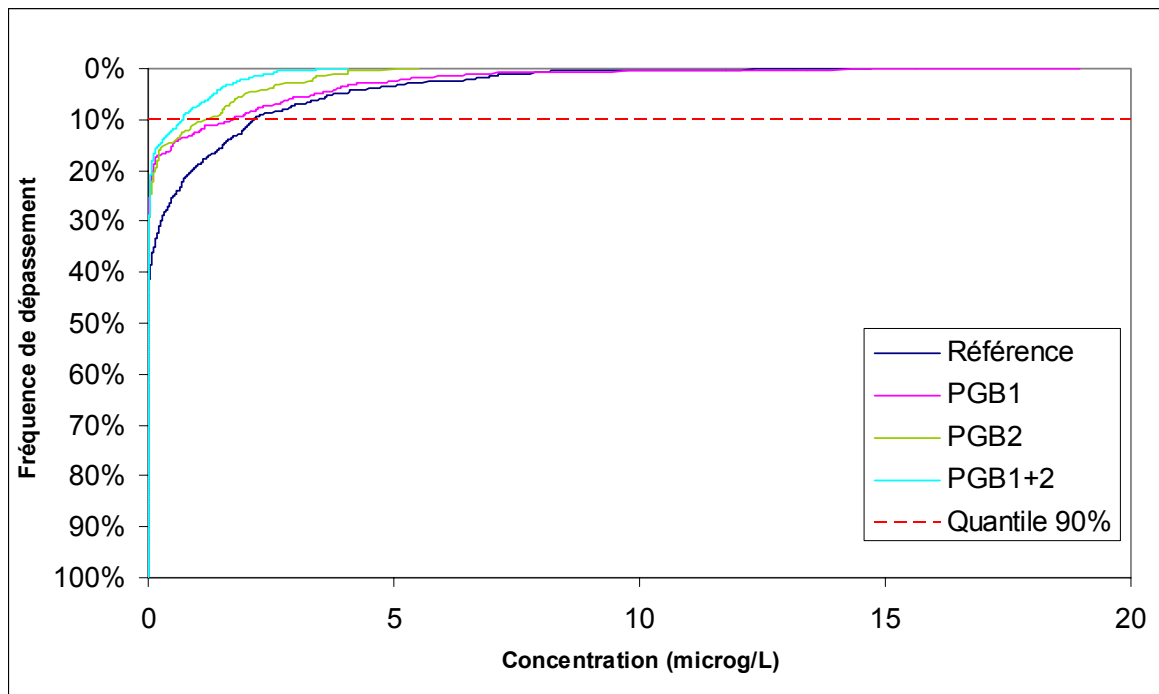


Figure 6.11 : Effet des PGB sur la fréquence cumulée des concentrations en MCPB proche de l’exutoire du sous-bassin de la rivière Beurivage (tronçon 1644). Cumul des 15 simulations (5 années et 3 combinaisons aléatoires de dates d’application et de rotation culturale par année)

Tableau 6.14 : Quantile 90 des concentrations détaillées de MCPB (Q90) en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage (GIBSI)

Scénario				
	Aucune PGB	PGB1	PGB2	PGB1+2
Q90 [$\mu\text{g/L}$]	2.16	1.74	1.23	0.72

Si l'on exclue l'état de référence, on note que ces Q90 sont inférieurs au critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique; 7.3 $\mu\text{g/L}$) pour le MCPB (MDDEP, 2006).

6.5 DISCUSSION

Les Tableaux 6.15 et 6.16 présentent respectivement une comparaison des Q90 pour l'Atrazine et le MCPB simulés par SWAT et GIBSI et ce en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage. Nous ne reprenons pas ici les Q90 pour le métolachore simulés par SWAT. Les Q90 obtenus sont du même ordre de grandeur et tous inférieurs aux critères respectifs pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Les Q90 simulés par GIBSI sont toutefois, dans l'ensemble, deux fois supérieurs à ceux obtenus avec SWAT. Au niveau du pourcentage de réduction du Q90 en fonction de l'implantation des PGB, on note que GIBSI prédit des pourcentages qui sont différents mais tout de même très similaires. Cette différence est selon toute vraisemblance attribuable à la méthode de gestion de l'application des pesticides qui diffère d'un modèle à l'autre. La similitude dans les résultats de simulation vient corroborer, et ce en première approximation, que la méthode d'élaboration des NPA présentée au chapitre 5 peut se faire tant à l'aide de SWAT que de GIBSI.

Tableau 6.15 : Quantile 90 (Q90) des concentrations d'Atrazine en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beaurivage à l'aide de SWAT et GIBSI

Q90 [$\mu\text{g/L}$] et (% de réduction)				
Scénario	Référence	PGB1	PGB2	PGB1+2
GIBSI	1.75	1.26 (28)	1.34 (23)	0.72 (58)
SWAT	0.84	0.54 (30)	0.53 (37)	0.37 (56)

Tableau 6.16 : Quantile 90 (Q90) des concentrations de MCPB en fonction des PGB implantées dans le bassin versant de la Beurivage à l'aide de SWAT et GIBSI

Q90 [$\mu\text{g/L}$] et (% de réduction)				
Scénario	Référence	PGB1	PGB2	PGB1+2
GIBSI	2.16	1.74 (20)	1.23 (43)	0.72 (67)
SWAT	1.10	0.77 (30)	0.69 (37)	0.49 (56)

Ainsi, si l'on considère que l'application d'une bande enherbée de 1 m et la diminution de 30% du taux d'application de pesticides sont deux PGB techniquement faisables, on aboutit à des valeurs de NPA à l'exutoire de la rivière Beurivage de 0.37 et 0.72 $\mu\text{g/L}$ pour l'Atrazine et de 0.49 et 0.72 $\mu\text{g/L}$ pour le MCPB, respectivement avec les modèles SWAT et GIBSI.

Enfin, le temps alloué à la réalisation de ce travail ne nous a pas permis d'explorer deux aspects du cadre de travail de la modélisation, c'est-à-dire : (i) la réalisation d'une analyse de sensibilité des modèles et (ii) l'analyse de l'impact du nombre d'unités de calcul sur les valeurs des NPA. En effet, de récents travaux avec SWAT ont permis d'illustrer que les valeurs des variables de sortie de ce modèle sont affectées par le nombre de HRU utilisés (Arabi *et al.*, 2006). En soit, cela n'est pas surprenant mais peu nombreuses étaient les publications qui en faisaient état jusqu'à maintenant. Pour les applications de SWAT et GIBSI présentées ici, nous avons utilisé respectivement 3208 HRU réparties sur 30 sous-bassins versants (en moyenne 107 HRU ou combinaison unique d'occupation du sol et de type de sol par sous-bassin) et 192 USS (moyenne de 379 ha par USS/sous-bassins). Tout cela ne remet pas en question nos travaux de démonstration du cadre de travail d'élaboration de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique, néanmoins, il faudra prévoir le temps nécessaire à ces travaux lors de la détermination « officielle » de NPA.

À noter que dans ce chapitre, nous ne cherchions pas à associer à plusieurs classes d'un regroupement donné (ex. : les regroupements en neuf classes de la section 3.4.3.5 ou en six classes du Tableau 3.2), les pesticides *Atrazine* (33 mg/L ; 60 jours ; 100 mL/g), *Métolachlor* (530 mg/L ; 90 jours ; 200 mL/g), et *MCPB* (20 000 mg/L ; 14 jours ; 20 mL/g). Pourquoi ? **Parce que, et comme nous l'avons illustré à la section 3.4.3.6, de telles « classifications », qui ne sont que numérique pour les valeurs des caractéristiques bio-physico-chimiques des composés, peuvent perdre leur signification lors de la comparaison de la prédiction du devenir de ces composés dans l'eau et le sol. Ainsi, le**

but ici était d'illustrer que l'approche proposée au Chapitre 5 est réalisable sur la base des données disponibles sur le bassin versant pilote. En fait, le travail présenté ne pouvait se faire qu'en supposant que les modèles pouvaient simuler les concentrations de pesticides observés dans ce bassin pilote (voir Chapitre 4). Quant à l'appartenance à des classes particulières, dans le cas d'une « liste limitée » de pesticides-cibles (ex. : les « *Top ten* »), il serait sans doute plus approprié d'adapter, éventuellement, les regroupements de « classes » de pesticides proposés selon les objectifs poursuivis et la nature des composés comparés.

7 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Faisant suite à l'inventaire et à l'analyse comparative des modèles de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants, ce projet consiste à appliquer trois modèles sur le bassin versant de la rivière Chaudière afin de les comparer de manière pratique, de sélectionner un modèle, et de définir une méthode pour la détermination des normes de performance agro-environnementale atteignables (NPA). Les trois modèles sélectionnés étaient GIBSI, BASINS (avec HSPF) et SWAT.

L'application des modèles sur le bassin versant nécessite des données qui étaient pour la plupart déjà disponibles étant donné que GIBSI avait été développé sur ce bassin. Seules les données de concentrations en pesticides en rivière nécessaires au calage des modèles ainsi que les données concernant les pratiques phytosanitaires, culturales et les PGB étaient manquantes ou incomplètes.

- (1) Nous avons donc réalisé un inventaire des suivis environnementaux ayant documenté, dans la littérature, les concentrations en pesticides mesurées dans les rivières Chaudière et Beaurivage (1996-1997). Une contribution de l'INRS-ETE au projet aura été une campagne de mesure de pesticides en deux points du ruisseau du sous-bassin du Bras d'Henri, ceci en 2005. Les données de concentrations obtenues doivent être bonifiées par les données météorologiques et hydrométriques pour les périodes en question (1996-1997 et 2005).
- (2) Parallèlement, un inventaire des pratiques phytosanitaires utilisées dans les bassins versants des rivières Chaudière et Beaurivage a été réalisé. Ces données, même partielles, sont essentielles pour définir les scénarios de gestion agricole pris en compte pour les simulations avec les modèles.
- (3) Par ailleurs, nous avons obtenu auprès d'Environnement Canada (EC) la liste des dix pesticides prioritaires pour EC. Lors du développement futur des NPA, un intérêt particulier sera porté à la liste des « *top ten* » pesticides pour lesquels des NPI seront développés par EC. La liste des pesticides prioritaires pour l'ARLA reste à préciser, notamment en regard de l'occurrence des pesticides dans les eaux de surface au Canada et relativement aux impacts (éco)toxicologiques de ceux-ci.
- (4) Nous avons proposé deux types de regroupements : un en neuf classes et un autre en six classes. Pourquoi? Parce que, comme nous l'avons illustré, de telles « classifications », qui ne sont que numérique pour les valeurs des caractéristiques

bio-physico-chimiques des composés, peuvent perdre leur signification lors de la comparaison de la prédiction du devenir de ces composés dans l'eau et le sol. Dans le cas d'une « liste limitée » de pesticides-cibles, il serait sans doute plus approprié d'adapter les regroupements de « classes » de pesticides proposés selon les objectifs poursuivis et la nature des composés comparés. Nous demeurons donc ouvert à reformuler des regroupements à partir d'une liste restreinte de pesticides qui pourraient être plus sophistiqués (ex. : analyse en composantes principales, « *clustering* », *etc.*).

Concernant les trois modèles, la constitution des bases de données et leur application s'est avérée longue et fastidieuse (excepté pour GIBSI pour lequel ce travail était déjà réalisé). L'application des modèles a été réalisée et des simulations ont pu être réalisées pour évaluer leur capacité à reproduire les concentrations en pesticides mesurées en rivière.

- (5) Les trois modèles permettent de reproduire fidèlement l'hydrologie du bassin versant, condition essentielle pour simuler correctement le transport des pesticides. Par contre, dans les cas de SWAT et HSPF, les débits simulés lors des périodes hivernales ou encore lors de la fonte printanière (occurrence et amplitude de certaines crues) s'éloignent de ceux mesurés. Ces différences peuvent être occasionnées par la difficulté du modèle à simuler l'évolution du couvert nival. Il est à noter que le calage hydrologique du modèle HSPF doit être mené à l'aide d'un nombre important de paramètres et requiert des efforts en temps assez importants. Il est à noter que le modèle SWAT présente une bonne capacité à représenter les débits journaliers lors de période d'étiage estival. Il est également à noter que le calage hydrologique du modèle SWAT peut être mené à l'aide d'un nombre restreint de paramètres et requiert des efforts en temps moins imposants que d'autres modèles tel que HSPF. Néanmoins, la qualité des résultats est étroitement liée à la représentativité des données constituant les couches d'information spatiales (types de sols et occupation du territoire). Enfin, le modèle hydrologique de GIBSI, HYDROTEL, reproduit fidèlement l'ensemble de l'hydrogramme, avec tout de même une sous-estimation en période d'étiage.
- (6) Pour BASINS/HSPF et SWAT, les charges et concentrations en sédiments simulées présentent de fortes variations. Plus précisément, ces deux modèles présentent des difficultés à simuler la présence de sédiments lors des périodes d'étiage, et l'apport en sédiments se limite donc aux périodes de crues. Cela est sans doute dû également à l'incertitude accompagnant les mesures de sédiments en période estivale, la plupart des données étant proches de la limite de détection. Le même phénomène se produit avec GIBSI mais à un degré moindre : la dynamique journalière des concentrations

en sédiments est beaucoup mieux reproduite. Il est à noter que le calage du modèle d'érosion de HSPF nécessite l'ajustement d'un nombre important de paramètres et demeurent assez difficile en raison de la complexité des processus d'érosion et des limites du modèle dans la caractérisation spatiale des classes d'occupation du territoire, tandis que le calage des modèles SWAT et GIBSI est relativement simple avec un nombre restreint de paramètres.

- (7) Le modèle HSPF présente très peu d'aptitude à simuler le transport des pesticides tel l'Atrazine. En effet, les concentrations d'Atrazine simulées sont largement inférieures à celles mesurées et présentent, de plus, des décalages notables en comparaison avec les dates d'observation de la présence de ce pesticide. Ces difficultés sont, entre autres, dues à l'accumulation de l'Atrazine dans les différents horizons du sol et la migration trop faible de l'Atrazine vers les tronçons drainant les cultures de maïs. Bien que des efforts aient été investis sur la modélisation des pesticides, aucun calage satisfaisant du modèle HSPF n'a permis d'obtenir des résultats satisfaisants s'approchant de données mesurées. À noter ici que l'application d'Atrazine s'est faite lors des jours secs compris entre 7:00 AM et 18:00 PM approximativement. De son côté, l'ordre de grandeur des pics de concentrations simulés par le modèle SWAT correspond à ceux mesurés, même si on obtient un décalage dans le temps. La dynamique est également fidèle à la réalité avec de fortes variations. Fait à noter important, l'application d'Atrazine s'est faite sur un nombre de 15 jours sans aucune discrimination pour les journées pluvieuses. GIBSI reproduit également des niveaux de concentration cohérents avec les données mesurées. Toutefois, la dynamique des concentrations simulée est plus lente, ce qui aboutit à des charges annuelles supérieures et des concentrations simulées supérieures entre les pics de concentration. Dans tous les cas, les décalages dans le temps entre les pics de concentration simulés et observés peuvent être attribués à l'incertitude liée à la quantité d'Atrazine appliquée et aux dates d'application. En effet, peu d'informations disponibles permettent de déterminer les quantités réelles appliquées ainsi que les dates précises d'application sur les cultures. En ce sens, il est possible que le taux d'application indiqué au modèle soit trop faible ou encore que les dates d'applications soient inexactes. Il demeure donc primordial de souligner l'importance de la connaissance de vérité terrain quant aux quantités et dates réelles d'application des pesticides. À noter que pour ce test, nous avons défini une période d'application où pour chaque USS, le jour d'application était déterminé aléatoirement parmi les jours sans pluie de cette période.
- (8) Le modèle HSPF n'inclut pas de pratiques de gestion agricoles préétablies pour les pesticides. Par conséquent, l'utilisateur doit instaurer manuellement les pratiques

désirées et leur intégration au modèle s'exprime par leurs effets sur les quantités de pesticides appliqués, présents dans les différents horizons du sol, rejetés dans les cours d'eau ou encore sur les concentrations présentes dans chacun des tronçons. De même pour GIBSI, les PGB doivent être, pour le moment, introduites dans le code informatique, mais leur prise en compte par l'intermédiaire de l'interface est en cours de développement. La définition de ces PGB est plus facile avec SWAT puisqu'il suffit à l'utilisateur de changer la valeur d'un paramètre.

- (9) La rotation des cultures n'a pas été prise en compte par SWAT dans le cadre de ce travail en raison de la complexité de leur implantation dans le modèle SWAT, notamment lors de longues périodes de modélisation. Il pourrait être envisageable d'intégrer au modèle des schémas de rotation des cultures selon une implantation spatiale variable mais un tel exercice s'avèrerait coûteux en temps. Il est donc jugé raisonnable d'appliquer des dates de semences et de récoltes fixes tout en répétant les mêmes pratiques agricoles pour chaque saison estivale. Pour chacun des trois modèles, la répartition spatiale des superficies d'application est difficile à respecter compte tenu de la structure de simulation, par USS ou HRU. En effet, pour chaque USS (un USS fait en moyenne 350 ha dans GIBSI), on ne peut définir plusieurs pratiques différentes pour une même culture. Il est donc nécessaire d'appliquer une pratique sur un groupe d'USS puis une autre pratique sur un autre groupe d'USS en essayant de respecter la proportion des superficies. Cette limite est liée à la structure de modélisation et ne peut être évitée. En ce sens, GIBSI présente l'avantage de pouvoir prendre en compte différentes configurations d'occupations du sol (répartition aléatoire des années de rotation) et des dates d'application (répartition aléatoire des dates d'application sur les jours sans pluie de la période d'épandage). Cela permet d'obtenir une meilleure idée de l'incertitude liée à ces informations.
- (10) Ces trois modèles sont basés sur un ensemble d'hypothèses simplificatrices dont il faut avoir conscience au moment d'interpréter les résultats. En particulier, aucun de ces modèles ne prend en compte le transport préférentiel par les macropores du sol ni le transport par les drains souterrains qui peuvent être déterminants dans le devenir des pesticides. De plus, la localisation de l'application par rapport aux rivières ne peut être pris en compte à cette échelle. Enfin, un dernier aspect, très peu considéré scientifiquement et pratiquement à ce jour, concerne l'importance actuellement très peu connue de l'impact lié à la variabilité spatiale des pentes et des types de sol à l'intérieur des USS et HRU (unités de calculs de type bassin versant). En d'autres termes, les modèles de transport, de même que les démarches d'application de ces modèles, peuvent ne pas prendre en compte de façon adéquate la variabilité spatiale réelle des conditions hydro-topographiques et pédologiques dans

ces bassins. À titre d'exemple, des variations non connues de pente de terrain, et des perméabilités variables attribuables à divers types de sols qui constituent la surface contributrice au ruissellement, peuvent se traduire par des écarts entre les pics de concentration simulés et ceux observés. Ainsi, la présence d'une zone de surface contributrice au ruissellement (zone davantage imperméable et/ou pentue) située à proximité d'un cours d'eau pourrait être suffisante pour générer de façon rapide un pic de concentration dans ce cours d'eau qui pourrait ne pas être reproduit par la modélisation aux échelles simulées. La typologie des événements pluviaux (ex. : intensité horaire) et des surfaces contributrices (diverses textures de sol plus ou moins perméables) peuvent possiblement dans certains cas autant conditionner les temps de transfert des pesticides aux cours d'eau que les caractéristiques physico-chimiques de ceux-ci (ex. : persistance apparente, et retard). Une différenciation spatiale de ces surfaces contributrices hétérogènes (et donc leur impact sur le temps de transfert des pesticides) peut difficilement être prise en compte par la modélisation, quel que soit le modèle employé.

- (11) SWAT présente l'avantage d'être un outil « prêt à l'emploi ». L'utilisateur a juste à suivre la procédure d'implantation et de calage des modèles, mais il n'est pas possible d'apporter des modifications - ce qui peut lors de difficultés d'application représenter une contrainte majeure.
- (12) À l'inverse, GIBSI est encore l'objet de diverses applications et développements en cours. Cela présente l'avantage de pouvoir adapter le code pour intégrer de nouveaux concepts (comme la répartition aléatoire des dates d'application) ou de nouveaux processus (comme de nouvelles PGB). Cet aspect pourrait être important dans le cadre de la détermination des NPA.

Compte tenu de l'ensemble de ces résultats, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

- (13) L'application et le calage de chacun des trois modèles sur un nouveau bassin versant est fastidieuse et nécessite un investissement en temps important, même lorsque les données nécessaires sont déjà disponibles comme c'était le cas pour cette étude.
- (14) Le modèle BASINS/HSPF ne semble pas être adapté pour déterminer les NPA compte tenu de la lourdeur du processus d'application et de calage des modèles, et des mauvais résultats obtenus pour les concentrations mesurées en Atrazine.
- (15) SWAT et GIBSI devraient être favorisés puisqu'ils sont un peu plus simples à appliquer et caler (avec notamment moins de paramètres de calage) et permettent de simuler des concentrations en pesticides du même ordre de grandeur que les

concentrations mesurées. Toutefois, GIBSI semble surestimer les charges totales annuelles de pesticides.

- (16) La précision des informations sur les taux et les dates d'application des pesticides est prépondérante pour pouvoir valider et éventuellement caler les modèles de transport des pesticides. Il sera donc primordial de réaliser des enquêtes précises pour pouvoir appliquer et caler le modèle sélectionné, et par la suite déterminer les NPA.
- (17) En particulier, il est très surprenant que les modèles basés sur le principe qu'il ne devrait pas y avoir d'application de pesticides les journées de précipitations, en l'occurrence HSPF et GIBSI, ont de moins bonnes performances qu'un modèle tel que SWAT qui répartit l'application de pesticides sur tous les jours de la période définie sans discrimination pour les journées pluvieuses. Comme GIBSI permet de modifier le code existant, il serait intéressant de permettre l'application uniforme des pesticides sur toute la période visée afin d'étudier cette différence de comportement. Il conviendrait également de vérifier sur le terrain si les agriculteurs sont dans les champs les journées pluvieuses !

La réflexion concernant la méthode de détermination des NPA à l'aide des résultats de simulation a été approfondie.

- (18) Nous proposons d'utiliser les courbes de fréquence cumulée sur la période d'intérêt (ex. : l'été) et l'intervalle de simulation (ex. : 30 ans) et de prendre le quantile 90%, Q90, (soit une probabilité de dépassement de 10%) comme valeur de NPA. Cette valeur peut ensuite être reliée à l'impact écotoxicologique à l'aide des courbes dose-réponse utilisées pour la détermination des NPI. Cet impact est ainsi relié au pourcentage d'espèces présentes qu'EC tient à protéger (1 – pourcentage d'espèces affectées). Le fait de relier le NPA (*i.e.*, concentration communiquée à AAC puis aux agriculteurs) à un impact sur les espèces présentes (*i.e.*, sensibilité des espèces au contaminant c'est-à-dire « *How clean is clean water ?* » selon la perspective d'EC) et permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA.

L'application de cette méthode s'est faite à l'aide des modèles SWAT et GIBSI pour trois pesticides (*Atrazine*, *MCPB*, et *Métolachlor*) sur le bassin versant de la rivière Beurivage, un sous-bassin de la Chaudière. À noter que le but ici était d'illustrer que l'approche proposée au Chapitre 5 était réalisable sur la base des données disponibles sur le bassin de la Beurivage. En fait, le travail présenté ne pouvait se faire qu'en supposant que les modèles pouvaient simuler les concentrations de pesticides observés dans ce bassin (voir Chapitre 4). Quant à l'appartenance des pesticides à des classes particulières, nous n'avons pas cherché à les associer à des classes d'un regroupement donné car celles-ci demeurent que numérique pour les valeurs

des caractéristiques bio-physico-chimiques des composés, et comme nous l'avons illustré peuvent perdre leur signification lors de la comparaison de la prédiction du devenir de ces composés dans l'eau et le sol.

- (19) Les NPA obtenus pour *Atrazine* et le *MCPB* sont du même ordre de grandeur. Les Q90 simulés par GIBSI sont toutefois, dans l'ensemble, deux fois supérieurs à ceux obtenus avec SWAT. Par contre, ils sont tous inférieurs aux critères respectifs pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), ce qui confirme une bonne résolution de la part des deux modèles. Au niveau du pourcentage de réduction du Q90 en fonction de l'implantation des PGB, on note que GIBSI prédit des pourcentages qui sont différents mais tout de même très similaires. Cette différence est selon toute vraisemblance attribuable à la méthode de gestion de l'application des pesticides qui diffère d'un modèle à l'autre et qui est selon nous plus réaliste dans le cas de GIBSI.
- (20) Cela nous permet de conclure, et ce en première approximation, que la méthode d'élaboration des NPA présentée au chapitre 5 peut se faire tant à l'aide de SWAT que de GIBSI.

Enfin, le temps alloué à la réalisation de ce travail ne nous a pas permis d'explorer deux aspects du cadre de travail de la modélisation hydrologique distribuée, c'est-à-dire : (i) la réalisation d'une analyse de sensibilité sur les paramètres des modèles et (ii) l'analyse de l'impact du nombre d'USS/HRU (unités de calcul) sur les valeurs des NPA. Tout cela ne remet pas en question nos travaux de démonstration du cadre de travail d'élaboration de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique, néanmoins, il faudra prévoir le temps nécessaire à ces travaux lors de la détermination « officielle » de NPA sur les bassins versants d'intérêt pour EC et AAC.

8 COORDINATION DES ACTIVITÉS ET PROMOTION DU PROJET

8.1 ÉQUIPE DE TRAVAIL

- *Alain N. Rousseau*, professeur
 - Coordination du projet, supervision des travaux, encadrement des étudiants
- *Pierre Lafrance*, professeur
 - Encadrement
 - Collecte des données, classification des pesticides
- *Renaud Quilbé*, stagiaire post-doctoral
 - Développement et application de GIBSI
- *Mauro Sulis*, étudiant Ph.D.
 - Application de SWAT
- *Stéphane Savary*, Assistant de recherche
 - Application de BASINS(HSPF) et de SWAT
- *Emmanuelle Caron*, étudiante M.Sc.
 - Collecte des données
- *Sébastien Tremblay*, programmeur
 - Programmation pour l'application de GIBSI
- *Alain Royer*, programmeur
 - Programmation pour l'application de SWAT et BASINS

8.2 ÉCHÉANCIER

L'échéancier de travail en date du 16 décembre 2005 (mis à jour suite aux commentaires émis lors de la réunion de démarrage du 13 décembre 2005) est présenté sur la page suivante (Figure 8.1).

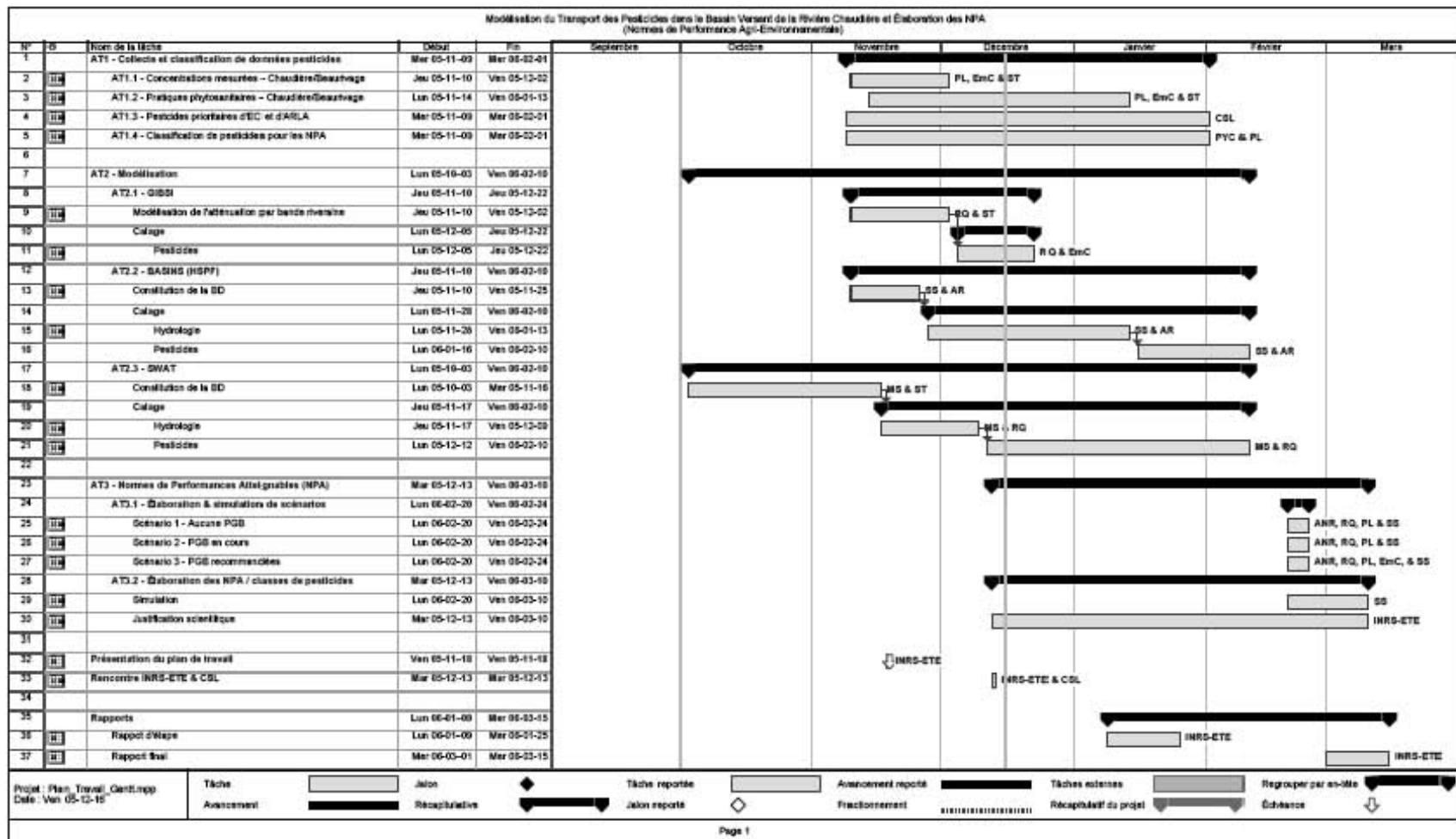


Figure 8.1 : Échéancier du projet

8.3 COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

La première phase du projet a fait l'objet de communications écrites et orales.

8.3.1 Rapports

- Rousseau A.N., Lafrance P., Quilbé R. et Villeneuve J.-P. 2005. *Analyse comparative de modèles de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants*. Rapport n° R-791. INRS-ETE, Québec, Canada.
- Rousseau A.N., Lafrance P., Quilbé R., Savary S., Sulis M. et Caron E. 2006. *Évaluation de modèles de transport de pesticides pour le développement de normes de performance agro-environnementale atteignables (NPA) à l'échelle des bassins versants*. Rapport d'étape n° R-786-e1. INRS-ETE, Québec, Canada.

8.3.2 Articles

- Quilbé R., Rousseau A.N., Lafrance P., Amrani A. et Leclerc J. 2006. Selecting a pesticide fate model at the watershed scale using a multi-criteria analysis. *Water Quality Research Journal of Canada* (sous presse).

8.3.3 Présentations orales

- Quilbé R., Rousseau A.N., Lafrance P., Amrani A. et Leclerc J. *Analyse comparative multicritère de modèles de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants*. 21^e Congrès Régional de l'Est du Canada de l'Association Canadienne pour la Qualité de l'Eau, 4 novembre 2005.
- Rousseau, A.N. 2006. Pesticides Models at the Watershed Scale - NAESI (National Agri-Environmental Standards Initiative). 2006 Annual NAHARP (National Agri-Environmental Health Analysis and Reporting Program) Workshop. January 31 - February 1 2006, Ottawa, Ontario.

8.4 COMPTES RENDUS DE RÉUNIONS

Une réunion de démarrage a été tenue le 13 décembre 2005 à l'INRS-ETE avec les principaux collaborateurs du projet. Un compte rendu a été réalisé et a été distribué à tous le 15 décembre 2005. Il est présenté à l'ANNEXE H.

Une autre réunion par appel conférence a été tenue le 8 mai 2006. Le compte rendu est également en ANNEXE H

9 RÉFÉRENCES

- Anderson E.A. 1968. Development and Testing of Snow Pack Energy Balance Equation. *Water Resources Research*, **4**(1): pp. 19-37.
- Anderson E.A., et Crawford N.H. 1964. The synthesis of Continuous Snowmelt Runoff Hydrographs on a Digital Computer, *Department of civil Engineering, Stanford University, Stanford, California, Technical Report No. 36*, 103 p.
- Arabi M., Govindaraju R.S., Hantush M.M., Engel B.A. 2006. Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT. *J. Am. Water Resour. Ass.*, **42**(2):513:528.
- Arnold J.G. et Allen P.M. 1999. Automated methods for estimating baseflow and groundwater recharge from streamflow records. *J. Am. Water Resour. Ass.*, **35**(2):411:424.
- Arnold J.G., Allen P.M., Mutiah R. 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 modelling. *Hydrol. Process.*, **19**(3): 563:572.
- Arnold J.G. et Williams J.R.. 1995. SWRRB - A watershed scale model for soil and water resources management. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publication, Highlands ranch, pp. 847-908.
- Arnold J.G., Srinivasan R., Mutiah R.S. et Williams J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *J. Am. Water Resour. Ass.*, **34**(1):73:89.
- Arnold J.G., Williams J.R., Srinivasan R. et King K.W. 1996. *SWAT. Manual*. USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas.
- Baker D.B., Kruger K.A. et Setzler J.V. 1981. *The concentrations and transport of pesticides in northwestern Ohio rivers-1981*. Report on Contract CACW 49-81-C-0028. Tech. Rep. Ser. 20. Lake Erie Wastewater Management Study. U.S. Army Corps of Engineers, Buffalo, NY.
- Baker J.L. et Johnson H.P. 1979. The effect of tillage systems on pesticides in runoff losses of pesticides. A rainfall simulation study. *Transactions ASAE* **21** : 886-892.

- Baker J.L. et Laflen J.M. 1979. Runoff losses of surface applied herbicides as affected by wheel tracks and incorporation. *Journal of Environmental Quality* **8**(4) : 602-607.
- Baker J.L., Laflen J.M. et Hartwig R.O. 1982. Effects of corn residue and herbicide placement on herbicides runoff losses. *Transactions of ASAE* **25**:340-343.
- BASINS Version 3.1. 2004. Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources User's manual, *United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-823-C-04-004 (August 2004)*.
- BASINS Technical Note 6. 2000. Estimating hydrology and hydraulic parameters for HSPF, *United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-823-R00-012 (July 2000)*.
- Bédard, Y., Gariépy S. et Delisle F. 1997. Bassin versant de la rivière Chaudière : L'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques des secteurs agricole et naturel. Rapport rédigé dans le contexte de Saint-Laurent – Vision 2000 - volet Assainissement agricole, 89 p.*
- Bicknell B.R., J.C. Imhoff, J.L. Kittle Jr., T.H. Jobes, et A.S. Donigan Jr. 2001. Hydrological simulation program – fortran, *HSPF Version 12 User's Manual*, EPA (March 2001). 873 p.
- BPR inc. 2005. *Suivi 2003 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec*. Rapport final présenté au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), à l'Union des producteurs agricoles (UPA) et à Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Québec, 7 février 2005.
- Brimble S., Bacchus P. et Caux P.-Y. 2005. *Pesticide utilization in Canada : A compilation of current sales and use data*. Environment Canada Pesticide Program Coordinating Committee, Environment Canada, 144 p.
- CANTOX Environmental, 2005. *Scoping Assessments of Environmental Performance Standards for In-Use Pesticides from Agricultural Sources*. Draft Report..
- Caron, E. 2006. *Effet des bandes végétales enherbées et enherbées+arborées sur le transport d'herbicides dans le ruissellement et le drainage*. Mémoire de maîtrise, Centre INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE), 212 p. (soumis).
- Club de fertilisation de la Beauce, *Rapport d'activité 2004-2005*, 27 mai 2005. Clubs conseils en agroenvironnement, MAPAQ, Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec, financé par AAC.

-
- Crawford, H.H. et Linsley R.K. 1966. Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV, *Technical Report No. 39, Dept. of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA*, 210 p.
- Crawford, N.H., et Donigian, Jr A.S.. 1973. Pesticide Transport and Runoff Model for Agricultural Lands. *Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 660/2-74-013*. 211 p.
- Di Luzio M., Srinivasan R. et Arnold J.G. 2004. A GIS-hydrological model system for the watershed assessment of agricultural nonpoint and point sources of pollution. *Trans. in GIS*, **8**(1):113:136.
- Donigian, A.S., Jr., et Crawford N.H. 1976a. Modeling Pesticides and Nutrients on Agricultural Lands, *Environmental Research Laboratory, Athens, GA, EPA 600/2-7-76-043*, 317 p.
- Donigian, A.S., Jr., et Crawford N.H. 1976b. Modeling Nonpoint Pollution From the Lands Surface, *Environmental Research Laboratory, Athens, GA, EPA 600/3-76-083*, 280 p.
- Donigian, A.S., et Love J.T. 2003 Sediment calibration procedures and guideline for watershed modeling, *Water Environment federation TMDL Conference, Chicago, Novembre 16-19 2003*, p. 24-43.
- Duchemin M., Lachance M., Morin G. et Lagacé R. 2001. Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport de sédiments à l'échelle des petits bassins versants. *Water Quality Research Journal of Canada*, **36**(3): 435-473.
- Duchemin M. et Lachance M. 2002. Analyse de sensibilité du modèle CEQÉROSS. *Revue des sciences de l'eau*, **15**(4): 789-807.
- Ferro V. 1998. Evaluating overland flow sediment transport capacity. *Hydrological Processes*, **12**(12), 1099-1085: 1895-1910.
- Finkner S.C., Nearing M.A., Foster G.R. et Gilley J.E., 1989. A simplified equation for modeling sediment transport capacity. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **32**(1545-1550).
- Fortin J., Turcotte R., Massicotte S., Moussa R., Fitzback J. et Villeneuve J.P. 2001a. A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. Part I: Description of the model. *Journal of Hydraulic Engineering*, **6**(2): 91-99.

- Fortin J.P., Turcotte R., Massicotte S., Moussa R. et Fitzback J. 2001b. A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data, part 2: Application to the Chaudière watershed. *Journal of Hydraulic Engineering*, **6**(2): 100-108.
- Foster G.R., Meyer L.D. et Onstad C.A. 1977. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. *Transactions of the ASAE*, **20**(4): 683-687.
- Gauthier Y. 1996. Rapport technique présenté dans le cadre de GIBSI. (*Rapport de technique No RT-462a*). Sainte-Foy, Québec, INRS-Eau, Université du Québec. 16 pages.
- Giroux I. 1998. *Impact de l'utilisation des pesticides sur la qualité de l'eau des bassins versants des rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer*. Document rédigé par le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, dans le contexte de Saint-Laurent-Vision 2000, 48 p.
- Glotfelty D.E., Taylor A.W., Isensee A.R., Jersey J. et Gleen S. 1984. Atrazine and simazine movement to Wye River estuary. *Journal of Environmental Quality* **13** : 115-121.
- Gorse I. 2005. Bilan des ventes des pesticides au Québec pour l'année 2001. *Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), Envirodoq No ENV/2005/0140*, 70 p.
- Green W.H. et Ampt G.A. 1911. Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *J. Agr. Sci.*, **4**:11:24.
- Grenier M. 2005. *Classification de l'occupation du sol du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide de l'image satellitaire Landsat-5 du 2 septembre 2003*. Rapport pour le cours Projet dirigé I : Eau 801, sous la supervision de Stéphane Savary et la direction de la Professeure Monique Bernier. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE).
- Hornsby A.G., Don Wauchope R. et Herner A.E. 1996. *Pesticide properties in the environment*. Springer-Verlag, New-York. 227 p.
- Hummel P., Kittle J., et Gray Jr. M. 2001. *A tool for managing watershed modeling time-series data, WDMUtil Version 2.0 User's Manual*, Aqua Terra Consultant, Decatur, Georgia (March 2001), 165 p.
- Lafrance P. et Caron E. 2005. Résultats INRS-ETE non publiés.
- Lafrance P., Guibaud G. et Bernard C. 2001. Rendement de zones tampons herbacées pour limiter les pertes d'herbicides en phase dissoute par ruissellement de surface. *Actes du 30^e Congrès du GFP, Presses de l'Université de Reims Champagne-Ardenne*, pp. 408-417.

-
- Laroche A.-M., Gallichand J., Lagacé R., et Pesant A. 1996. Simulating Atrazine transport with HSPF in a agricultural watershed, *Journal of environmental engineering*, p. 622-630.
- Leonard R.A., Langdale G.W. et Fleming W.G.. 1979. Herbicide runoff from upland piedmont watersheds-data and implications for modeling pesticide transport. *Journal of Environmental Quality* **8** : 223-229.
- Leonard R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the soil environments: processes, impacts, and modeling*. Soil Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 303-349.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec). 2006. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_lmc.htm#mcpb
- Mailhot A., Rousseau A.N., Talbot G. et Quilbé R. 2006. Sediment load estimation using statistical distributions with streamflow dependent parameters. en préparation.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. et Williams J.R. 2001. *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) - Theoretical Documentation (version 2000)*. USDA Agricultural Research Service, Temple, Texas.
- Nash J.E. et Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models 1. A discussion of principles. *J. Hydrol.*, **10**:282:290.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R. et Williams J.R., 2000. *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*. US EPA, Temple, Texas.
- Neitsch, S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2001 *Soil and Water Assessment Tool User's Manual Version 2000*, Grassland, soil and water research laboratory Agricultural research service, Temple, Texas, 781 pages.
- Neitsch S.L., Arnold J.G. et Srinivasan R. 2002. Pesticides fate and transport predicted by the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). Atrazine, metolachlor and trifluralin in the Sugar Creek watershed. *BRC Publication n° 2002-03. USDA-ARS*, Temple, Texas.
- Ontario Ministry of Agriculture and Food. 2005. 2004-2005 *Guide to Weed Control, 2005 supplement*, Janvier 2005, 25 pages.
- Philips, J.R. 1957. The Theory of infiltration: The Infiltration Equation and Its Solution, *Soil Science*, **83**:345-375.

- 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 Beauvillage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology* doi:10.1016/j.hydrol.2005.11.008.
- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., D.K. M. et D.C. Y., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water : A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. US Department of Agriculture, Washington.
- Rousseau A.N., Lafrance P., Quilbé R. et Villeneuve J.-P. 2005a. Analyse comparative de modèles de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants. *Rapport n° R-791. INRS-ETE*, Québec, Canada.
- Rousseau A.N., Lafrance P., Quilbé R., Savary S., Sulis M. et Caron E. 2006. Évaluation de modèles de transport des pesticides pour le développement de normes de performances agro-environnementale atteignables (NPA) à l'échelle des bassins versants. *Rapport N° R-786-e1. INRS-ETE*, Québec, Canada.
- Rousseau, A.N., Quilbé R., Rogel G., Grenier M. et Tremblay S. 2005b. Amélioration d'un système de modélisation intégrée et développement du protocole d'application pour l'analyse de scénarios d'assainissement agricoles à l'échelle du bassin versant. *Rapport d'état d'avancement No R-825-e1. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE*. Québec, PQ.
- Rousseau A.N., Mailhot A. et Villeneuve J.P., 2000b. Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement*, 33(5): 27-54.
- Rousseau A.N., Mailhot A., Turcotte R., Duchemin M., Blanchette C., Roux M., Etong N., Dupont J. et Villeneuve J.P., 2000a. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, **422/423**: 465-475.
- Saxton K.E., Rawls W.J., Romberger J.S. et Papendick R.I. 1986. Estimating Generalized Soil-water Characteristics from Texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **50**(1):1031:1036.
- Sharpley A.N. et Williams J.R. 1990. EPIC - Erosion Productivity Impact Calculator 1. Model documentation. *Technical Report 1768, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Research Service*.

-
- Singh J., Knapp V.H., et Demissie M., 2004. *Hydrologic Modelling of the Iroquois River Watershed Using HSPF and SWAT*, Watershed Science Section, Illinois State water Survey, 24 p.
- Soil Conservation Service. 1972. *National Engineering Handbook*, chapter 4: Hydrology.
- Tallaksen L.M. 1995. A review of baseflow recession analysis, *J. Hydrol.*, **165**:349-370.
- Triplett G.B.Jr., Conner B.J. et Edwards W.M. 1978. Transport of Atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. *Journal of Environmental Quality* **7** : 77-84.
- Villeneuve J.P., Blanchette C., Duchemin M., Gagnon J.F., Mailhot A., Rousseau A.N., Roux M., Tremblay J.F. et Turcotte R., 1998. *Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1. R-462. INRS - Eau, Sainte-Foy.*
- Wauchope R.J. 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields: A review. *Journal of Environmental Quality* **7** : 459-472.
- Williams, J.R. 1975 Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resour. Bull.* Vol. 11(5): p.965-974.
- Williams J.R., 1995. The EPIC Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands ranch, pp. 909-1000.
- Wischmeier W.H. et Smith D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. *Agricultural Handbook No. 537. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.*
- Wu T.L.1980. Dissipation of the herbicides Atrazine and alachlor in Maryland USA corn (*Zea mays*) field. *Journal of Environmental Quality* **12** : 330-336.

ANNEXE A. SUIVIS DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES

A.1 SUIVIS DE 1996 ET 1997 (MEF)

Les suivis de 1996 et de 1997 ont été réalisés par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) dans le cadre du volet *Assainissement agricole* du programme Saint-Laurent-Vision 2000 (Giroux, 1998). Plusieurs rivières ont fait l'objet d'activités de suivi des pesticides dans le cadre de ce programme : les rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer. Le but de ces travaux était de mieux documenter l'impact de l'utilisation des pesticides dans des régions soumises à divers types d'activités agricoles et productrices de diverses cultures intensives : maïs, pommes de terre et vergers. À l'époque, l'accent avait plutôt été placé sur les rivières Yamaska et l'Assomption. Dans le bassin de la rivière Chaudière, c'est le sous-bassin de la Rivière Beauvillage qui a été étudié. Il a été choisi car c'est dans ce dernier que les cultures de maïs et de céréales sont les plus présentes (Giroux, 1998).

A.1.1. Cultures sur le sous-bassin versant de la Beauvillage en 1996-1997

En 1996-1997, le territoire cultivé sur le sous-bassin versant de la rivière Beauvillage était de 23 304 ha (Bédard *et al.*, 1997 selon Giroux, 1998). Les proportions des différentes cultures réparties sur ce territoire en 1996 sont présentées à la Figure A.1.

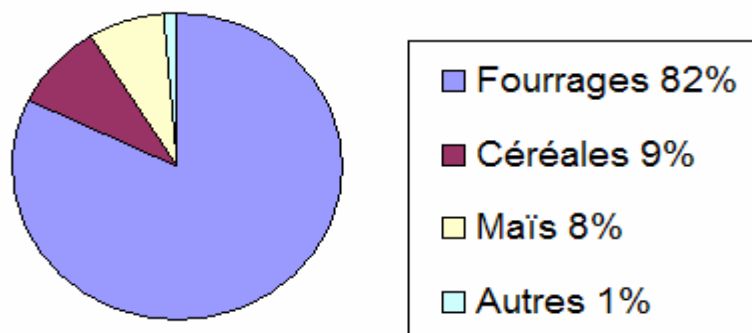


Figure A.1 : Répartition du territoire cultivé sur le sous-bassin versant de la rivière Beauvillage en 1996 (d'après Bédard *et al.*, 1997 selon Giroux, 1998)

L'étude du MEF (Giroux, 1998) ne fait pas état des pratiques liées aux pesticides (identité et nombre des composés, modes et taux d'application) durant ces saisons 1996 et 1997.

A.1.2. Méthode

L'échantillonnage s'est déroulé en un seul point situé à St-Étienne-de-Lauzon (**Figure A.2**).

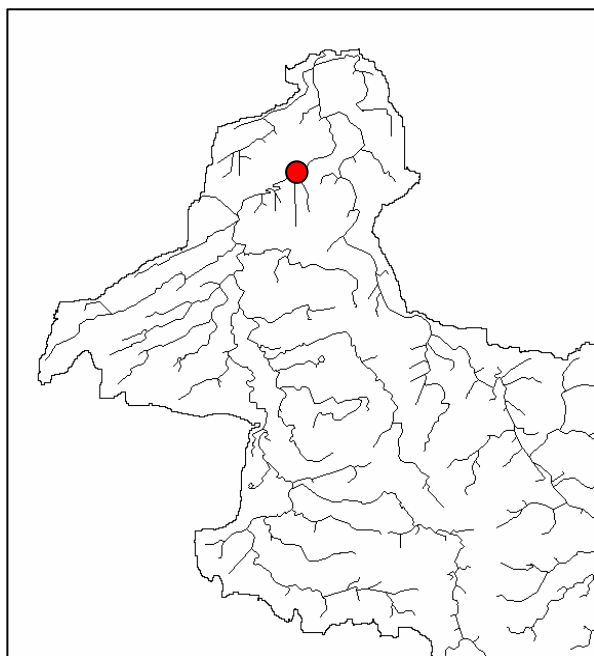


Figure A.2 : Localisation de la station d'échantillonnage de St-Étienne-de-Lauzon (en rouge).

En 1996, des échantillons ont été prélevés entre le 27 mai et le 11 juillet. En 1997, l'échantillonnage s'est effectué sur la période comprise entre le 2 juin et le 30 juillet. La fréquence d'échantillonnage est de trois fois par semaine (Giroux, 1998). Une telle fréquence est élevée dans le cadre d'un programme gouvernemental de suivi environnemental à l'échelle d'un sous-bassin versant.

Les pesticides suivis en 1996 sont des herbicides, soit les triazines (incluant l'Atrazine et la dééthylAtrazine ou DEA), le glyphosate et les composés phénoxyacides. En 1997, les triazines et les phénoxyacides ont été ciblés. Cependant et lors des deux années d'étude, d'autres herbicides ont également été dosés, comme par exemple le Métolachlor.

Les techniques de laboratoire utilisées pour l'extraction et le dosage diffèrent selon le type de composé étudié :

Organophosphorés et triazines

- Extraction au dichlorométhane
- Extraction sur cartouche octadécyl (C18)
- Élution à l'acétate d'éthyle saturé en eau
- Concentration sous atmosphère d'argon
- Dosage sur GC/MS
- Contrôle de qualité : étalon extraction = propoxur et Atrazine D5 ; étalon d'injection = iprodion et terbutryn

Phénoxyacides

- Acidification (pH = 2)
- Extraction sur cartouche octadécyl (C18)
- Élution acide acétique/acétonitrile
- Concentration sous atmosphère d'argon
- Estérification avec BF₃/méthanol acidifié
- Extraction à l'hexane
- Dosage au GC avec détecteur masse spécifique (MSD)
- Contrôle de qualité : marqueurs isotopiques pour étalons d'extraction = dicamba-D₃ et 2,4-D - C₁₆ ; étalon d'injection = 1,3,5 tribromobenzène

Triazines totales : Immuno-essais (technique ELISA)

A.1.3. Résultats et conclusion

L'Atrazine, le Métochlor et le dicamba sont les composés les plus souvent détectés et/ou présentant les concentrations les plus élevées, ceci pour les deux années. La Figure A.3 (résultats de 1996) montre que l'Atrazine et le Métochlor atteignent des concentrations respectivement de près de 3 µg/L et de 2,5 µg/L - ce qui est, dans le cas de l'Atrazine, supérieur au critère pour la protection de la vie aquatique qui est de 2 µg/L. Les pics de concentration pour ces deux composés surviennent en juin (les 7 et 14) et en juillet (le 4). Du MCPA et du MCPB (utilisés surtout en culture céréalière) ont également été détectés en 1996 et 1997, ainsi que du 2,4-D en 1997 (Giroux, 1998). Seules les données de 1996 sont illustrées ici. Les résultats détaillés (totalité des concentrations mesurées) pour les années 1996 et 1997 sont présentés dans le Tableau A.1 et le Tableau A.2.

Ces suivis de 1996 et de 1997 ont permis de confirmer que les superficies utilisées en culture de maïs sont une source importante d'herbicides qui peuvent éventuellement être exportés vers les cours d'eau (Giroux, 1998).

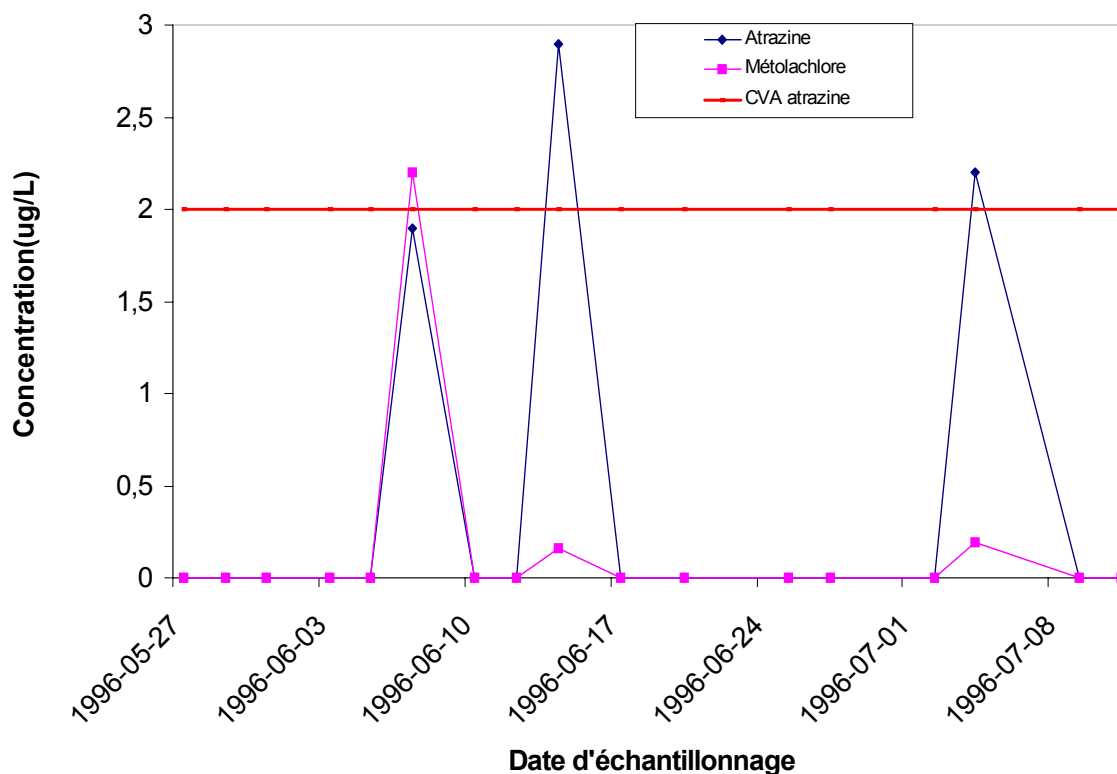


Figure A.3 : Concentrations d'Atrazine (en bleu) et de Métochlor (en rose) à St-Étienne-de-Lauzon en 1996 (selon les données de Giroux, 1998). CVA (en rouge) : critère pour la protection de la vie aquatique pour l'Atrazine.

Cette étude ne précise cependant pas la plage de dates d'application au sol des herbicides par les producteurs dans le sous-bassin de la Beaurivage en 1996 et en 1997. Également, les conditions pluviométriques (intensité-durée des précipitations) ne sont pas consignées dans cette étude de deux années. Pour les fins de la modélisation du transport, il sera notamment nécessaire d'acquérir les données météorologiques, hydrométriques, de pratiques agricoles et phytosanitaires ayant prévalu en 1996 et 1997.

A.2 SUIVI DE 2005 (Lafrance et Caron, INRS-ETE, 2005)

A.2.1. Méthode

Les deux points d'échantillonnage utilisés lors de la campagne de l'été 2005 sont situés dans le sous-bassin du Bras d'Henri (**Figure A.4**). Le premier est situé dans la municipalité de Saint-Gilles, sur le pont à l'embranchement du Rang Sainte-Marie et de Place Bellevue. Le deuxième est situé dans la municipalité de Saint-Narcisse de Neubois, sur le premier pont du premier embranchement du Chemin Iberville.

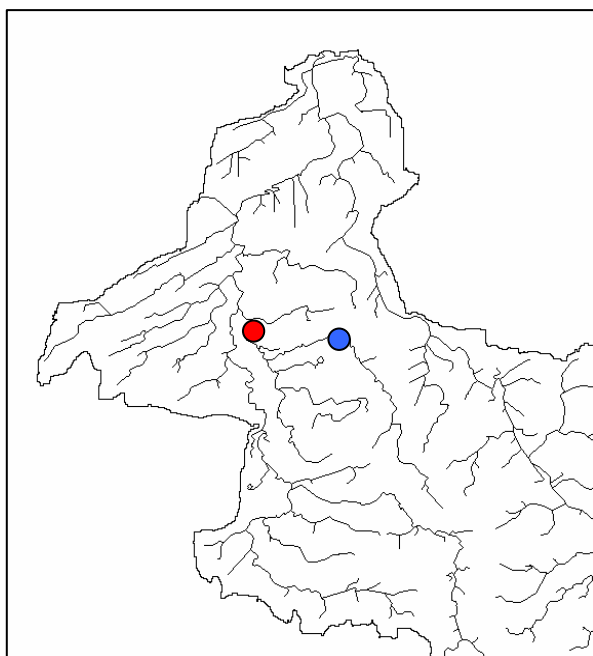


Figure A.4 : Localisation de la station d'échantillonnage à St-Gilles (en rouge) et St-Narcisse de Neubois (en bleu)

L'échantillonnage a eu lieu trois fois par semaine, ce qui représente une fréquence élevée de prélèvement. Il s'est déroulé du 20 juin au 29 août 2005. Les échantillons ont été placés dans une glacière et ils ont été acheminés aux laboratoires de l'INRS-ETE pour y être traités. Les herbicides Atrazine, Métolachlor ainsi qu'un sous-produit de dégradation de l'Atrazine, le dééthylAtrazine (DEA), ont été dosés selon la méthode suivante :

Atrazine, DEA et Métolachlor

- Filtration sur 0,45 μm
- Extraction sur cartouche octadécyl (C18)
- Élution à l'acétate d'éthyle saturé en eau

- Concentration sous atmosphère d'azote
- Dosage sur GC/MS
- Contrôle de qualité : étalon d'extraction = terbutryn; étalon d'injection = amétryn

A.2.2. Résultats

Les résultats ont permis de démontrer la présence d'Atrazine, de Métolachlor et de DEA. Leurs concentrations semblent être plus élevées en début de saison (jusqu'à la mi-juillet environ) et décroissent par la suite. À St-Gilles, les concentrations de Métolachlor diminuent alors en passant de 1,6 µg /L à 0,3 µg /L, tandis qu'à St-Narcisse, elles passent de 2,0 µg /L à 0,3 µg /L. Pour l'Atrazine, à St-Gilles, les concentrations diminuent en passant de 0,3 µg/L à des valeurs inférieures à la limite de détection instrumentale, alors qu'à St-Narcisse, elles passent de 0,4 µg /L à des valeurs inférieures à la limite de détection instrumentale (Figure A.5 et Figure A.6).

Les pics de concentrations en composés herbicides n'excèdent pas 2 µg/L et sont donc inférieures aux critères pour la protection de la vie aquatique pour l'Atrazine et le Métolachlor. À l'opposé des résultats obtenus par le MEF en 1996-1997 sur la rivière Beaurivage (*e.g.* Figure A.3, 1996), les concentrations en Métolachlor dans le ruisseau du Bras d'Henri sont supérieures à celles en Atrazine. Ce résultat devra être interprété en regard notamment des pratiques phytosanitaires utilisées sur ces superficies drainées.

Tout comme pour le suivi du MEF en 1996-1997, ce suivi INRS-ETE en 2005 aura généré des données pesticides pouvant être utilisées pour la modélisation du transport des pesticides. Pour ces fins, il est nécessaire d'acquérir les données météorologiques, hydrométriques, de pratiques agricoles et phytosanitaires ayant prévalu en 2005 dans cette région.

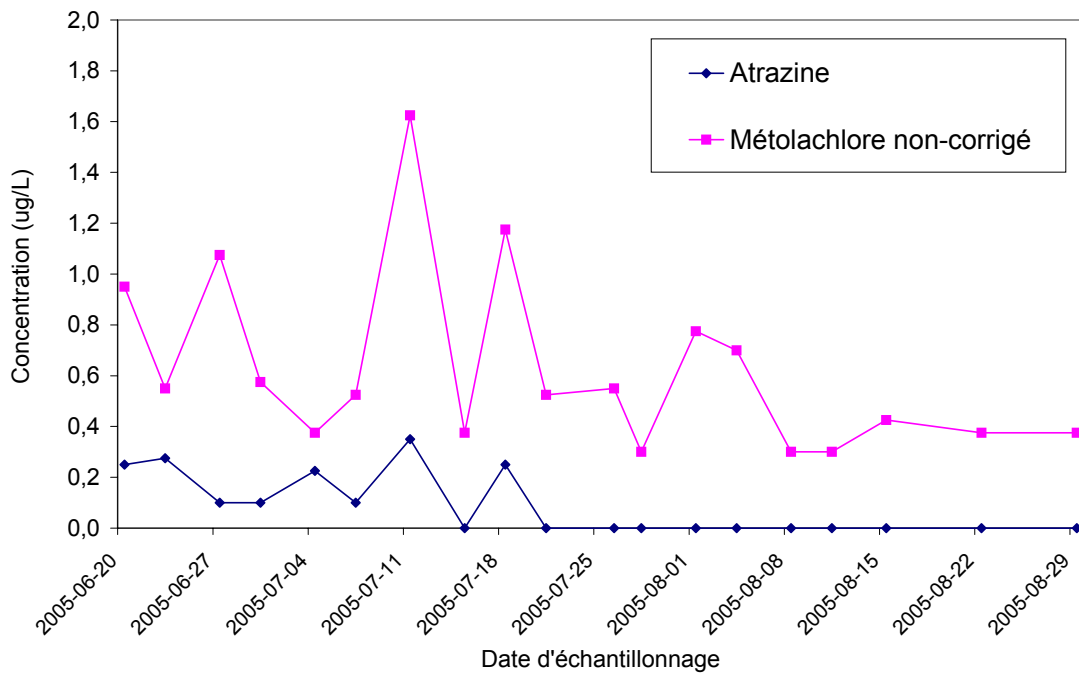


Figure A.5 : Concentrations d'Atrazine et de Métolachlor à St-Gilles en 2005 (Lafrance et Caron, 2005)

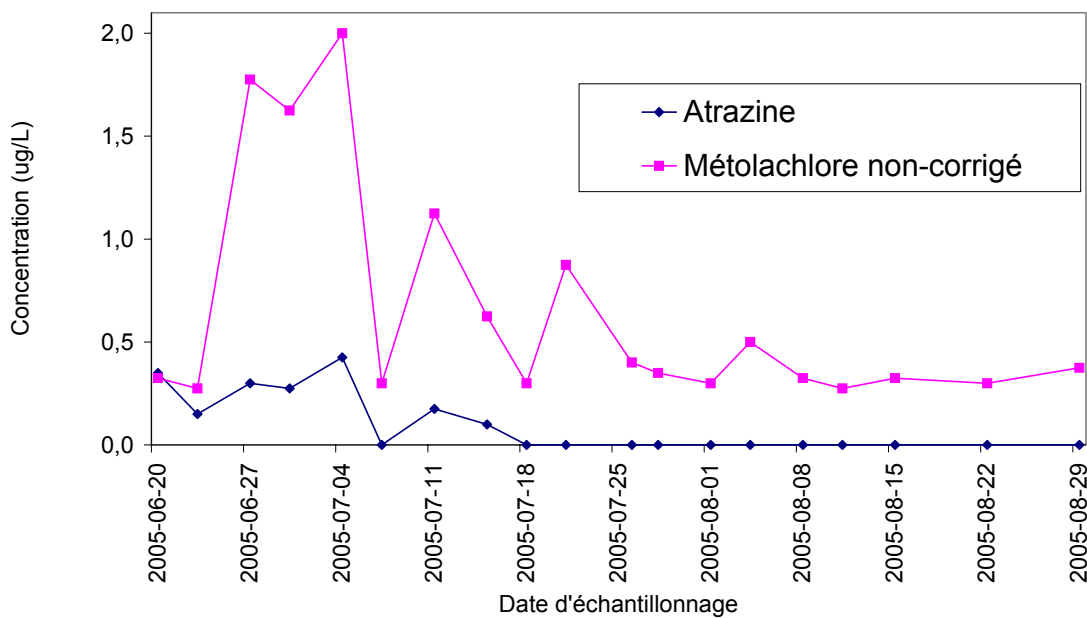


Figure A.6 : Concentrations d'Atrazine et de Métolachlor à St-Narcisse en 2005 (Lafrance et Caron, 2005)

Les résultats détaillés sont présentés aux Tableaux A-1 à A-3. Ces résultats semblent démontrer une présence d'herbicides provenant principalement de la culture du maïs dans le sous-bassin versant étudié. Les résultats acquis permettent également une bonne caractérisation de la variation temporelle des concentrations d'herbicides au cours de la saison de croissance des cultures.

A.2.3. Calcul des charges exportées

Les résultats des mesures de concentrations en composés herbicides, soit l'Atrazine, le Métolachlor et le DEA (Lafrance et Caron, travaux de 2005, contribution au projet; Caron, 2006) ont été traités dans le contexte hydrologique et agroclimatique du bassin versant du Bras d'Henri (Caron, Rousseau et Quilbé, travaux de 2006, contribution au projet). Les concentrations mesurées en herbicides ont permis, à partir des débits mesurés sur les deux sites, de déterminer les charges exportées en composés. Le traitement et l'interprétation détaillés de ces résultats sont consignés dans Caron (2006).

Une enquête auprès des clubs de fertilisation de la région (voir ANNEXES B, C et D) a permis d'estimer que le taux d'application de l'Atrazine sur culture de maïs est en moyenne de 0,65 kg/ha. Au site de St-Gilles la superficie totale drainée, telle que déterminée avec les USS de GIBSI, est de 13 306 ha tandis qu'au site de St-Narcisse, elle est de 5 301 ha. Selon les résultats de l'analyse d'une image Landsat de l'occupation du sol en 2003 (Grenier 2005), les superficies en maïs aux sites d'échantillonnage de St-Narcisse et de St-Gilles sont respectivement de 394,11 ha et 705,06 ha. La pente des superficies drainées est d'environ 2 à 3 % (Michel Nolin, AAC, communication personnelle, mai 2006).

Pour chacune des journées de cette période de suivi, un calcul des charges quotidiennes a été effectué. Par la suite, le pourcentage de la masse appliquée en Atrazine qui a été exportée durant la période suivie a été calculé. Il est également possible d'évaluer la masse d'Atrazine restante dans le bassin versant. L'équation utilisée pour ce calcul tient compte de la masse (M), de la masse sortie du bassin (la perte = S) et de la dégradation. La dégradation est représentée par une exponentielle décroissante soit :

($e^{(-0,693/t^{1/2}) \Delta t}$). Le temps de demi-vie ($t^{1/2}$) utilisé dans ce calcul est de vingt jours (base de données de SWAT (Arnold et Fohrer, 2005)). Le pas de temps (Δt) est de un jour.

Ainsi au jour 0, on suppose une masse M = masse appliquée. La masse restante au jour 1 est déterminée selon l'équation :

$$\text{Pour St-Narcisse : } M_{t+1} = M_t * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{t+1}$$

$$\text{Pour St-Gilles : } M_{t+1} = M_t * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{t+1} + (S_{t+1} \text{ au site de St-Narcisse})$$

Pour le bassin versant au complet, l'équation tient compte du total des masses appliquées et des sorties au site de St-Gilles (exutoire du bassin) :

$$M_{\text{total, t+1}} = M_{\text{total, t}} * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{\text{t+1}}(\text{au site de St-Gilles})$$

En divisant la somme des charges d'Atrazine en ruisseau pour la période d'étude par les entrées, on peut établir que le pourcentage de la masse totale exportée dans le Bras d'Henri au site d'échantillonnage de St-Narcisse, par rapport à la masse appliquée dans son bassin versant, est de 0,08 %. Ce pourcentage est de 0,18 % au site de St-Gilles (Caron, 2006). Si on ajoute les charges totales exportées en DEA (sous-produit de l'Atrazine) pour la période d'étude aux charges totales en Atrazine, ce pourcentage est alors de 0,18 % au site de St-Narcisse et de 0,23 % au site de St-Gilles (Caron, 2006).

Finalement, notons qu'il n'est pas possible de calculer les pertes avant la première date d'échantillonnage (soit ici le 20 juin qui est la date choisie pour l'application des herbicides). On peut émettre l'hypothèse que des pertes notables d'herbicides ont eu lieu par ruissellement avant cette date, et que ces pertes pourraient avoir un impact sur le calcul du pourcentage de la masse appliquée qui a été exportée. La prise en compte de ces pertes non connues aurait ainsi fait augmenter le pourcentage de la masse appliquée qui aurait été retrouvée dans le cours d'eau.

Pour fin de comparaison avec la littérature, il est utile ici de rapporter quelques pourcentages masse exportée divisée par masse appliquée obtenus lors d'études réalisées dans des conditions différentes de celles de la présente étude. Notons en premier lieu la revue de littérature de Wauchope (1978) qui indique que les pertes saisonnières mesurées à l'extrémité des champs dans le ruissellement sont généralement de 2 à 5 % dans le cas des poudres mouillables comme la formulation commerciale de l'Atrazine. Wauchope (1978) et Lafrance (2001) remarquent également que la majeure partie de l'exportation totale des herbicides qui survient durant une saison de croissance a lieu, dans la plupart des cas, lors du premier événement pluvial suivant l'application. Wauchope (1978) reconnaît que des pourcentages de pertes par ruissellement de 1 à 2 % ne sont pas inhabituels dans la littérature, et il décrit des événements « catastrophiques » comme ceux engendrant des pertes excèdent 2 % de la masse appliquée (Wauchope 1978 selon Leonard, 1990). D'autres études rapportent des pertes par ruissellement (à la sortie de champs de maïs sous pluviométrie naturelle) de 0 à 5,7 % pour l'Atrazine (Triplett *et al.*, 1978 selon Leonard, 1990), de 0 à 5,4 % pour la simazine (Triplett *et al.*, 1978 selon Leonard, 1990), de 0,2 à 1,9 % pour l'Atrazine (Leonard *et al.*, 1979 selon Leonard, 1990) de 2,1 % pour l'Atrazine (Baker et Johnson, 1979 selon Leonard, 1990) et de 1 % pour l'Atrazine (Wu, 1980 selon Leonard, 1990). En conditions de pluies simulées, ces pourcentages de perte pour l'Atrazine sont de 0,8 à 12,7 % (Baker et Laflen, 1979 selon Leonard, 1990) et de 0,97 à 5,7 % (Baker *et al.*, 1981 selon Leonard, 1990).

Peu de données de pourcentages de pertes survenant (observées directement) en bassin versant sont disponibles. Baker *et al.* (1981) rapportent que 7,5 % de la masse appliquée d'Atrazine dans un bassin versant a été exporté. La pluviométrie sur la période d'étude avait alors été de deux à trois fois supérieure à la moyenne sur plusieurs années (Baker *et al.*, 1981 selon Leonard, 1990). Glofelty *et al.* (1984) rapportent que moins de 3 % des masses d'Atrazine appliquées étaient retrouvés dans l'estuaire de la Baie de Chesapeake.

On peut donc conclure que les pertes par ruissellement (pourcentage de la masse appliquée qui est exportée) retrouvées dans la littérature sont assez variables et sont influencés par les conditions d'expérimentation (superficies drainées, pluviométrie et pratiques culturales entres autres).

A.3 SIMILITUDES ENTRE LES DEUX ÉTUDES DE SUIVI (MEF 1996-1997 ET INRS-ETE 2005)

Dans un premier temps, il est facile de constater la proximité des trois points d'échantillonnage. Dans un deuxième temps, bien que les périodes d'échantillonnage soient légèrement décalées, les stratégies d'échantillonnage (systématique – 3 fois par semaine) sont les mêmes. Finalement, les techniques utilisées en laboratoire pour le dosage de l'Atrazine, le Métolachlor et le DEA sont les mêmes dans les deux études. Ainsi les différences techniques entre les deux études sont très faibles.

Tableau A.1 : Résultats du suivi du MEF de 1996 sur la Rivière Beaurivage (Giroux, 1998).
Concentrations mesurées en pesticides ($\mu\text{g/L}$)

DATE	27-mai	29-mai	31-mai	03-juin	05-juin	07-juin	10-juin	12-juin	14-juin
Triazines	0,05	0,05	0,43	traces	traces	2,1	0,46	0,54	3,4
Atrazine	–	–	–	–	–	1,9	–	–	2,9
DEA	–	–	–	–	–	0,09	–	–	0,19
Cyanazine	–	–	–	–	–	0,12	–	–	–
Simazine	–	–	–	–	–	–	–	–	0,16
DES	–	–	–	–	–	0,04	–	–	0,07
Métolachlor	–	–	–	–	–	2,2	–	–	0,16
Glyphosate	–	–	–	–	–	–	–	–	–
AMPA	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Dicamba	–	–	–	–	–	0,29	0,06	–	0,84
2,4-D	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Mécocrop	–	–	–	–	–	traces	–	–	0,07
MCPA	–	–	–	–	–	–	–	–	0,59
MCPB	–	–	–	–	–	–	–	–	0,37
DATE	17-juin	20-juin	25-juin	27-juin	02-juil	04-juil	09-juil	11-juil	
Triazines	0,49	0,27	1	0,74	0,2	3,9	0,95	0,2	
Atrazine	–	–	–	–	–	2,2	–	–	
DEA	–	–	–	–	–	0,42	–	–	
Cyanazine	–	–	–	–	–	–	–	–	
Simazine	–	–	–	–	–	0,03	–	–	
DES	–	–	–	–	–	0,15	–	–	
Métolachlor	–	–	–	–	–	0,19	–	–	
Glyphosate	–	–	–	–	–	–	–	–	
AMPA	–	–	–	–	–	–	–	–	
Dicamba	0,06	–	traces	–	–	traces	–	–	
2,4-D	–	–	0,07	–	–	–	–	–	
Mécocrop	–	–	–	–	–	–	–	–	
MCPA	–	–	–	traces	–	0,19	–	–	
MCPB	–	–	–	–	–	0,32	–	–	

Tableau A.2 : Résultats du suivi du MEF de 1997 sur la Rivière Beaurivage (Giroux, 1998).
Concentrations mesurées en pesticides ($\mu\text{g/L}$)

DATE	02-juin	04-juin	06-juin	09-juin	11-juin	13-juin	16-juin	18-juin	20-juin	23-juin	25-juin	27-juin	30-juin
Triazines	traces	ND	ND	0,05	traces	traces	0,05	0,16	0,29	2,6	0,98	1,6	0,5
Atrazine										2,5			
DEA										0,29			
Cyanazine										0,28			
Simazine													
DES										0,11			
Métolachlor										2,5			
Linuron										0,08			
Dicamba									0,05	0,77	0,09	0,11	0,02
2,4-D									traces	0,17	0,05	0,07	-
Mécocrop									traces	0,01	-	-	-
MCPA									0,03	0,56	0,09	0,59	0,05
2,4-DB									-	0,11	-	-	-
MCPB									-	0,1	-	-	-
Bentazone									-	0,11	-	-	-
Bromoxynil									0,02	0,16	traces	0,03	-

DATE	02-juil	04-juil	07-juil	09-juil	11-juil	14-juil	16-juil	18-juil	21-juil	23-juil	25-juil	28-juil	30-juil
Triazines	0,31	0,56	0,14	0,1	0,07	0,06	0,08	0,12	0,06	0,04	traces	0,04	0,05
Atrazine													
DEA													
Cyanazine													
Simazine													
DES													
Métolachlor													
Linuron													
Dicamba	-	0,06	-	-	-								
2,4-D	-	0,03	-	-	-								
Mécocrop	-	-	-	-	-								
MCPA	-	0,13	-	-	-								
2,4-DB	-	-	-	-	-								
MCPB	-	-	-	-	-								
Bentazone	-	-	-	-	-								
Bromoxynil	-	-	-	-	-								

ND=non-déecté

Tableau A.3 : Résultats du suivi de l'INRS-ETE de 2005 sur le ruisseau du Bras d'Henri (Lafrance et Caron, 2005). Concentrations des herbicides Atrazine, Métolachlor et DEA aux deux sites d'échantillonnage ($\mu\text{g/L}$)

DATE	St-Gilles				St-Narcisse			
	Atrazine	DEA	MET	MET corr.	Atrazine	DEA	MET	MET corr.
2005-06-20	0,250	0,042	0,95	LID	0,350	LID	0,33	LID
2005-06-23	0,275	LID	0,55	LID	0,150	LID	0,28	LID
2005-06-27	0,100	LID	1,08	LID	0,300	LID	1,78	0,70
2005-06-30	0,100	LID	0,58	LID	0,275	0,067	1,63	0,55
2005-07-04	0,225	LID	0,38	LID	0,425	LID	2,00	0,92
2005-07-07	0,100	0,067	0,53	LID	LID	0,042	0,30	LID
2005-07-11	0,350	0,042	1,63	0,55	0,175	LID	1,13	LID
2005-07-15	LID	0,117	0,38	LID	0,100	0,117	0,63	LID
2005-07-18	0,250	LID	1,18	0,10	LID	LID	0,30	LID
2005-07-21	LID	LID	0,53	LID	LID	0,042	0,88	LID
2005-07-26	LID	LID	0,55	LID	LID	LID	0,40	LID
2005-07-28	LID	LID	0,30	LID	LID	LID	0,35	LID
2005-08-01	LID	LID	0,78	LID	LID	LID	0,30	LID
2005-08-04	LID	LID	0,70	LID	LID	LID	0,50	LID
2005-08-08	LID	LID	0,30	LID	LID	LID	0,33	LID
2005-08-11	LID	LID	0,30	LID	LID	LID	0,28	LID
2005-08-15	LID	LID	0,43	LID	LID	LID	0,33	LID
2005-08-22	LID	LID	0,38	LID	LID	LID	0,30	LID
2005-08-29	LID	LID	0,38	LID	LID	LID	0,38	LID

MET = Métolachlor

MET corr. = Métolachlor corrigé pour les blancs de méthode du contrôle de qualité

LID = sous la limite instrumentale de détection

ANNEXE B. ENQUÊTE SUR LES PRATIQUES AGRICOLES

B.1 PRATIQUES PHYTOSANITAIRES

La première étape de cette enquête a été d'identifier les organismes oeuvrant dans le bassin de la rivière Beaurivage. Cette information a été obtenue auprès du MAPAQ. Les organismes qui ont été identifiés sont trois clubs de fertilisation : Le Club de Fertilisation de la Beauce, Fertior et le Club Ferti-Conseil Rive-Sud.

Les trois clubs ont été contactés et visités (Club de Fertilisation de la Beauce : 8 décembre 2005, le Club Ferti-Conseil Rive-Sud : 19 décembre 2005 et Fertior : 6 janvier 2006). Après leur avoir expliqué le présent projet, il leur a été demandé de fournir des données pour les pratiques phytosanitaires (produits appliqués par type de culture, taux d'application, date d'application). Tous les clubs contactés ont accepté de collaborer avec nous.

B.1.1. Enquête auprès du Club de Fertilisation de la Beauce

Les principaux résultats sur les pratiques phytosanitaires à tirer de la rencontre avec le Club de Fertilisation de la Beauce sont présentés au Tableau B.1. Ils font état des produits mentionnés lors de cette rencontre. Les taux et les compositions proviennent des étiquettes des fabricants. Il est à noter que le Club de Fertilisation de la Beauce recommande généralement d'appliquer le plus faible taux d'application retrouvé sur les étiquettes produites par le fabricant. Le rapport détaillé de la rencontre du Club de Fertilisation de la Beauce est présenté à l'ANNEXE C.

On constate qu'en 2005, le Marksman est encore utilisé dans le maïs, mais seulement lors de la première année de rotation. On constate également que très peu de produits utilisés en 1996-1997 le sont encore en 2005, à l'exception de Refine, Prowl et Marksman. On note également une grande diversité dans les matières actives ainsi que dans les taux d'application (de 83 mL/ha à 4,25 L/ha).

Tableau B.1 : Principaux produits recommandés par le Club de Fertilisation de la Beauce pour les années 1996, 1997 et 2005.

Années 1996-1997			
Culture	Produit	Composition	Taux
Céréale	Dyvel	84 g/L de dicamba et 336 g/L de MCPA	1,25 L/ha
	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,75 L/ha à 2,25 L/ha
	Tropotox-plus	MCPB 375 g/L et MCPA 25 g/L	2,75 L/ha à 4,25 L/ha
	Refine	Pour 8 g : 4 g de thifensulfuron et 2 g de tribnuron méthyle	8 g/ac
Maïs	Marksman	132 g/L de dicamba et 252 g/L d'Atrazine	3,5 à 2 pints/ac
	Prowl	35,7% de pendiméthaline	2 à 4 pints/ac
	Atrazine	451 g/L d'Atrazine	2,1 à 3,1 L/ha
	Pardner	Bromoxynil 280 g/L	1 à 1,2 L/ha
	Primextra-L	300 g/L d'Atrazine	6,6 L/ha
Canola	Select	240 g/L de cléthodim	0,125 à 0,38 L/ha
	Edge	5% de éthylfluralin	17 à 22 kg de produit /ha
Année 2005			
Culture	Produit	Composition	Taux
Céréale	Refine	Pour 8 g : 4 g de thifensulfuron et 2 g de tribnuron méthyle	8 g/ac
	Pardner	Bromoxynil 280 g/L	1 à 1,2 L/ha
Maïs	Accent	75% de Nicosulfuron	2 à 3 once /ac
	Option	35 % de foramsulfuron	100 g /ha
	Basagran	44% de bentazone	1 à 2 pints/ac
	RoundUp	Original contient 356 g/L de glyphosate	24 ou 32 once/ac
Canola	Matador	120 g/L de lambda-cyhalothrin (pyréthroid)	83 mL/ha
	Cygon	480 g/L de diméthoate	340-360 mL/ac

* Le Primextra-L n'est plus utilisé et sa formulation n'a pas été retrouvée. Nous avons donc utilisé la formulation du produit équivalent utilisé aujourd'hui, le Magnum

B.1.2. Enquête auprès de Ferti-Conseil Rive Sud

Selon l'enquête réalisée auprès de Ferti-Conseil Rive Sud, il semblerait que la principale différence entre les années 1996 et 2005 soit l'ajout de la culture du soya dans le bassin versant de la Beurivage. Les formulations commerciales d'herbicides utilisées dans le soya sont le Venture et le Reflex. Les herbicides sont appliqués aux doses normales en post-levée hâtive.

Tableau B.2 : Principaux produits recommandés par Ferti-Conseil Rive Sud en 2005 (les taux indiqués proviennent des étiquettes des produits)

Culture	Produit	Composition	Taux
Soya	Venture	125 g par litre de fluazifop-P-butyl	2 L/ha
	Reflex	240 g/L de fomesafen	1 L/ha
Maïs	Marksman	132 g/L de dicamba et 252 g/L d'Atrazine	1,25 L/ac
	Converge	Isoxaflutole (75%)	20 L/ac *
	Option	35 % de foramsulfuron	100 g/ha
Céréales	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,25 L/ha ou 2,25 L/ha
	Tropotox	MCPB 375g/L et MCPA 25 g/L	0,71 L/ha
	2,4-D Amine 500	470 g/L de diméthylamine	0,9 L/ha
	Pardner	Bromoxynil 280 g/L	1 L/ha
	Refine Extra	50% thifensulfuron méthyl et 25% tribnuron méthyl	20 g/ha
	MCPA	MCPA /esther 500 g/L	700 mL/ha

* Ce taux d'application semble aberrant. Il semble donc préférable de se fier au guide du ministère de l'environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of Agriculture and Food, 2005) qui préconise un taux d'application entre 1.67 et 2.21 L/ha.

De plus, il y a moins de maïs en 2005 qu'en 1996-97. Les herbicides utilisés sont appliqués soit en post-levée hâtive (début à mi-juin) (Marksman et Converge), soit en post-levée tardive (fin-juin) (Option). Il y a un producteur qui utilise le RoundUp dans le maïs. Ces herbicides sont appliqués à dose normale.

M. Breton mentionne que ce sont surtout des herbicides qui sont utilisés dans les semis de prairie et les céréales. En 2005, comparativement à la situation de 1996-1997, plusieurs producteurs n'utilisent pas d'herbicides dans les prairies établies, même en implantation.

M. Breton évoque également l'existence d'un producteur de pomme de terre, fraises et framboises à St-Gilles. Il est un producteur conventionnel. Il a arrêté la production maraîchère en 2005 et se consacre maintenant à la grande culture.

B.1.3. Enquête auprès de Fertior

Il est important de mentionner que les gens de Fertior ont accepté de faire circuler parmi certains de leurs membres (ciblés par les agronomes) un questionnaire que nous leur avons fourni afin de répondre à des questions plus ciblées concernant principalement les pratiques phytosanitaires et les PGB appliqués aux champs. Cet inventaire des pratiques et des PGB vise les années pour lesquelles les données de concentration en pesticides sont disponibles pour le sous-bassin de la Rivière Beauvillage (étude du MEF 1996-1997 et étude INRS-ETE 2005).

Une copie de ce questionnaire ainsi que le résumé du projet l'accompagnant sont présentés à l'ANNEXE D.

Les formulations commerciales d'herbicides utilisées dans le maïs sont principalement Marksman et Converge. Dans le cas de Converge, le taux est de 0,75 L/arp (tandis que dans le cas du Marksman, le taux est de 0,75 L/arp). Cette application a lieu tôt dans la saison (mai). Dans les prairies, il s'agit plutôt de RoundUp à l'automne (fin septembre – début octobre) et d'Embutox au printemps (mi-mai). Le taux pour le RoundUp est de 0,85 L/arp et il est de 0,70 L/arp pour l'Embutox. L'application se fait généralement en superficie totale et le réglage des pulvérisateurs s'effectue moins de une fois aux deux ans. Les bandes végétales ont la plupart du temps moins de 3 m. Il n'y a pas de travail réduit du sol qui soit effectué. De plus, en ce qui a trait aux dates de récolte, le maïs-fourrager se récolte un peu plus tôt que le maïs-grain (début octobre comparativement à début novembre).

En 1996-1997, les pratiques étaient les mêmes dans les prairies mais elles étaient légèrement différentes dans le maïs. En effet et au lieu de Marksman, on utilisait un mélange Prowl et Atrazine (0,85 L/arp + 1,4 L/arp) appliqué lui aussi en début mai. L'utilisation du Converge était la même. En ce qui a trait aux pratiques de gestion bénéfiques, elles étaient les mêmes qu'en 2005. Il est à noter que l'échantillonnage des répondants auprès de Fertior est très faible. Les résultats doivent donc être interprétés en conséquence.

B.1.4. Conclusions sur les pratiques

À la lumière de cette enquête réalisée auprès des clubs de fertilisation, il est possible de déterminer des pratiques probables dans le bassin de la Beaurivage (Tableau B.3).

Tableau B.3 : Résumé des pratiques probables sur le bassin de la rivière Beurivage en 1996-1997 et 2005

1996-1997				
Culture	Produit	Composition	Taux d'application	Date d'application
Maïs	Marksman	132 g/L de dicamba et 252 g/L d'Atrazine	2,3 à 3,1 L/ha	début mai à mi-juin
	Prowl	35,7% de pendiméthaline	2,35 L/ha à 4,7 L/ha	début mai à mi-juin
	Atrazine	451 g/L d'Atrazine	2,1 L/ha	début mai à juin
	Primextra-L	300 g/L d'Atrazine	6,6 L/ha	début mai à juin
Céréales	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,75 L/ha à 2,25 L/ha	début mai à mi-juin
Prairies	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,75 L/ha à 2,25 L/ha	début mai à mi-juin
Canola	Select	240 g/L de cléthodim	0,125 à 0,38 L/ha	début mai à mi-juin
	Edge	5% de éthalfuralin	17 à 22 kg de produit/ha	début mai à mi-juin
2005				
Culture	Produit	Formulation	Taux d'application	Date d'application
Maïs	Marksman	132 g/L de dicamba et 252 g/L d'Atrazine	2,3 à 3,1 L/ha	début mai à mi-juin
	Converge	Isoxaflutole 79 à 109 g/ha + Atrazine 0,8 à 1 kg/ha	1.67 à 2.21 L/ha	début mai à juin
	Option	Foramsulfuron (35%)	100 g/ha	fin juin
Céréales	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,75 L/ha à 2,25 L/ha	début mai à mi-juin
	Refine	Pour 8 g : 4 g de thifensulfuron et 2 g de tribnuron méthyle	8 g/ac	début mai à mi-juin
	Pardner	Bromoxynil 280 g/L	1 à 1,2 L/ha	début mai à mi-juin
Prairies	Embutox-E	625 g/L de 2,4-DB (esther)	1,75 L/ha à 2,25 L/ha	début mai à mi-juin
	RoundUp	0,9 kg/ha	1,6 L/ha	début mai à mi-juin ou automne
Canola	Matador	120 g/L de lambda-cyhalothrin (pyréthroid)	83 mL/ha	au besoin (très peu utilisé)
	Cygon	480 g/L de diméthoate	340-360 mL/ac	au besoin (très peu utilisé)
Soya	Venture	125 g/L de fluazifop-P-butyl	2 L/ha	post-levée hâtive
	Reflex	240 g/L de fomesafen	1 L/ha	post-levée hâtive

À partir des données recueillies, on peut calculer les taux d'application probables pour chaque matière active sur le bassin versant de la rivière Beauvillage. Ce sont en effet ces données qui doivent servir de paramètres d'entrées dans les modèles. Pour cela il faut d'abord faire le total de la masse appliquée pour cette matière active, c'est-à-dire additionner toutes les masses appliquées de cette matière active pour tous les produits utilisés qui en contiennent. Pour ce faire, il faut, pour chaque produit commercial, multiplier la composition du produit commercial par le taux d'application et par la superficie traitée. On obtient donc le total de la masse de cette matière active qui a été appliquée. On divise par le nombre total d'hectares traités avec cette matière active. On obtient donc un taux d'application moyen pour le total des superficies traitées.

À titre d'exemple pour l'Atrazine :

En 1996, sur le territoire du Club de fertilisation de la Beauce, on sait qu'il y a trois principaux produits qui contiennent de l'Atrazine qui ont été utilisés dans le maïs: Marksman, Atrazine et Primextra-L. D'après les données de l'ANNEXE C :

Marksman : contient 252 g/L d'Atrazine, appliqué sur 47 ha à un taux de 4 L/ha. Cela donne 47 376 g d'Atrazine.

Atrazine : contient 451g/L d'Atrazine, appliqué sur 72 ha à un taux de 2,5 L/ha. Total : 81 144g g d'Atrazine

Primextra, contient 300 g/L d'Atrazine, appliqué sur 9 ha à un taux de 6,6L/ha. Total : 12 402 g d'Atrazine

On obtient un total de 140 922 g d'Atrazine appliqué sur un territoire de 128 ha. La totalité des cultures de maïs couvrait 215 ha, donc on obtient un taux moyen de 0.65 kg d'Atrazine/ha de maïs. C'est cette valeur qui est utilisée pour définir les scénarios de gestion dans les modèles. À noter que les données de taux d'application utilisées pour ce calcul proviennent des recommandations des fabricants et ne correspondent donc pas au taux appliqué selon les résultats des enquêtes (celles-ci n'étaient pas encore disponibles au moment de faire ce calcul). Il conviendra donc d'actualiser ce calcul.

B.2 ENQUÊTE SUR LES PGB

Comme le présent projet a pour objectif d'établir des NPA, soit la concentration d'une substance pouvant être atteinte en adoptant des PGB selon les technologies disponibles, il est donc nécessaire de répertorier les PGB appliquées dans le (sous)bassin versant d'étude (rivières Chaudière et Beaurivage). Dans ce paragraphe, les PGB prises en compte visent autant la réduction des taux d'application (gestion des intrants) que les dispositifs de protection des eaux de surface.

Les principaux résultats présentés ici proviennent de la rencontre avec le Club de fertilisation de la Beauce et du rapport d'activité 2004-2005 du même club.

- Réglage des rampes

Les rampes ne font objet d'aucun réglage pour 145 membres du CLFB. Tandis que 80 les règlent aux deux ans ou moins, 32 une fois par année et 7 plus d'une fois par an. Les agriculteurs effectuent plutôt une évaluation visuelle de l'application et ajustent la vitesse du tracteur en conséquence.

- Travail du sol

Le travail réduit du sol est pratiqué sur 290,8 ha au printemps (soit 11 exploitations). De plus, 433,7 ha (sur 20 exploitations) sont semés en semi-direct au printemps.

- Bandes riveraines

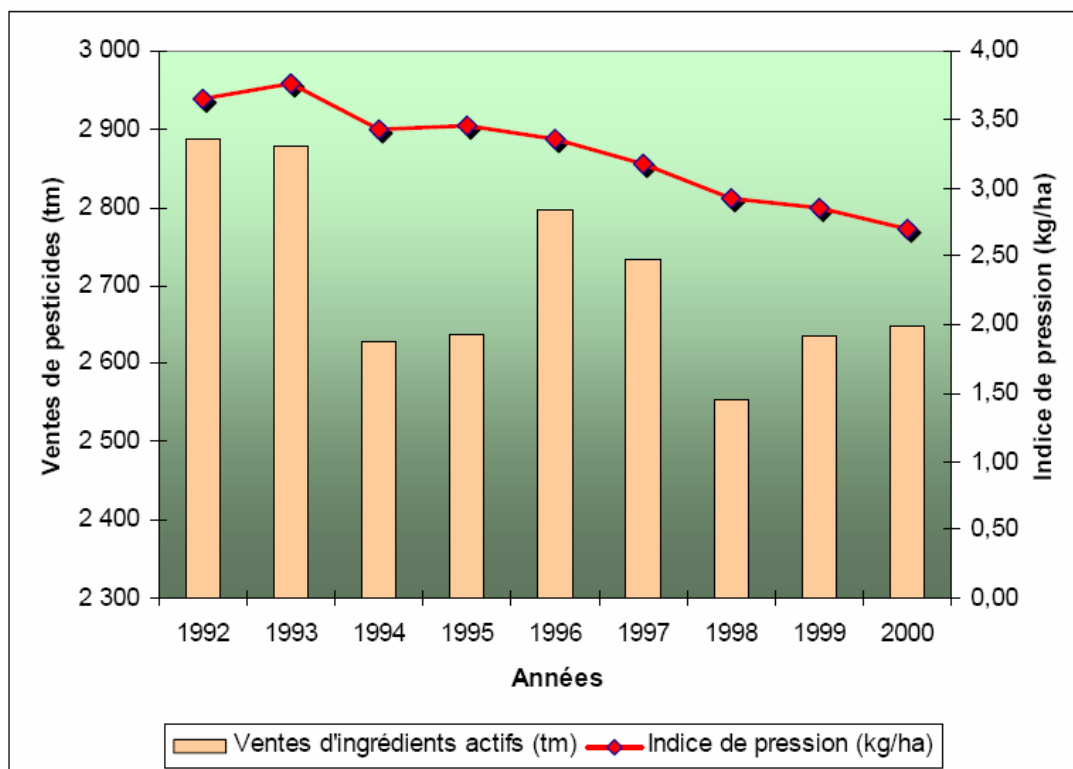
La plupart des agriculteurs respectent la distance de 1 m en haut du talus (65,1 % des membres). Les bandes sont généralement entretenues par fauchage plutôt que laissées à l'état naturel. M. Brisebois remarque également que les dommages causés aux bandes sont généralement causés par les animaux qui ont accès aux cours d'eau. Les animaux ont accès aux cours d'eau chez 77 membres du CLFB.

- Respect des zones d'approvisionnement en eau potable

Les distances d'arrosage par rapport aux puits sont respectées (179 exploitations agricoles sur le territoire du CLFB). Par contre, la situation serait à améliorer en ce qui a trait aux distances d'arrosage par rapport aux cours d'eau.

En 2003, une enquête a été réalisée auprès des producteurs et autres intervenants du milieu par le groupe de BPR (2005). Dans la partie de ce rapport concernant les herbicides, la première partie traite des variations de l'indice de pression exercé par les pesticides et la deuxième partie étudie l'adoption de certaines PGB par les producteurs.

Tout d'abord, selon les résultats de la Figure B.1, on constate que les ventes de matières actives au Québec ont été réduites de 8,3% entre 1992 et 2000, tandis que l'indice de pression lui, a chuté de 26% sur la même période. Cet indice correspond à la quantité de matières actives vendue divisée par la superficie traitée (BPR, 2005).



Source : MENV, 2004

Figure B.1 : Évolution des ventes de matières actives de pesticides et de l'indice de pression sur les superficies en cultures annuelles au Québec de 1992 à 2000 (source : BPR, 2005).

En ce qui a trait aux PGB, selon les résultats régionaux de 2003 fournis par l'UPA, on peut estimer qu'en Beauce $6 \pm 6\%$ des producteurs avaient une bande riveraine de 1 m et $7 \pm 7\%$ des producteurs avaient une bande de 3 m. Dans Lotbinière-Mégantic, c'est $13 \pm 6\%$ des producteurs qui ont déclaré avoir une bande de 1 m, comparativement à $16 \pm 8\%$ qui disent avoir une bande de 3 m (BPR, 2005).

De plus, selon l'UPA, en 2003, dans la Beauce, c'est $28 \pm 20\%$ des producteurs qui n'ont pas utilisé la charrue à versoir l'automne suivant la fin de la culture ou au printemps. Cette proportion était de $50 \pm 14\%$ dans Lotbinière-Mégantic (BPR, 2005).

Pour ce qui est du type d'application des pesticides, en Beauce et pour l'année 2003, 77 ± 15 % des superficies traitées l'ont été en surface totale, 1,5 % en bandes, 9% avec des doses réduites et 12 % en interventions combinées (plusieurs types). Dans Lotbinière-Mégantic, 85 ± 8 % des applications étaient en surface totale, comparativement à 2 % en bandes. Le désherbage mécanique a été pratiqué dans 2,8 % des cas et une application à dose réduite dans 8 %, tandis que 2 % des superficies étaient en intervention combinées. Les pratiques telles que l'utilisation d'agents biologiques étaient effectuées dans moins de 1 % des cas dans les deux régions (BPR, 2005).

En 2003, dans la région de la Beauce, 46 ± 11 % des entreprises tenaient un registre à jour des applications de produits phytosanitaires, tandis qu'en Lotbinière-Mégantic, c'était 40 ± 12 %. Dans le même ordre d'idée, 37 ± 14 % des pulvérisateurs utilisés en Beauce étaient réglés une fois ou plus par an, comparativement à 68 ± 18 % dans Lotbinière-Mégantic (BPR, 2005).

Les travaux primaires du sol (type de labour) sont connus pour influencer sur le volume d'eau ruisselé susceptible d'atteindre, ainsi que les pesticides associés sous forme dissoute ou particulaire (adsorption sur les sédiments érodés), les eaux de surface.

Enfin, il semblerait que la situation en ce qui a trait à l'adoption des bandes riveraines se soit améliorée depuis 2003. En effet, de plus en plus d'agriculteurs utilisent ce type d'aménagement riverain. Il semblerait également, selon les deux sources utilisées ici, que l'application en bandes et la tenue de registre d'application soient encore des pratiques relativement peu adoptées dans la région d'étude.

ANNEXE C. COMPTE RENDU DE LA RENCONTRE AVEC LE CLUB DE FERTILISATION DE LA BEAUCE

Rapport sur l'entrevue de M. Mathieu Brisebois

Réalisée au Club de Fertilisation de la Beauce

111 rue Principale, St-Hénédine

le 8 décembre 2005

Par Emmanuelle Caron

Présenté à M. Alain Rousseau

Professeur INRS-ETE

INRS-ETE

Décembre 2005

C.1 INFORMATIONS SUR LE CLUB DE FERTILISATION DE LA BEAUCE

M. Brisebois me remet les rapports des années 1996-97 et 2005.

- **Nombre de membres du CLFB sur tout leur territoire :**

En 2005 = 292

En 1996-97 = 27

- **Nombre de conseillers :** 8
- **Territoire du sous-BV de la Beaurivage couvert par le CLFB :** Aller voir Annie Coudreau du MAPAQ à Ste-Marie.
- **Nombre de membres du CLFB sur le territoire de la Beaurivage :** Aller voir Annie Coudreau du MAPAQ à Ste-Marie.

Le Club Ferti- Conseil Rive-Sud œuvre également sur le bassin de la Beaurivage. M. Brisebois suggère de rencontrer M. Martin Breton.

C.2 DONNÉES SUR LES HERBICIDES

En 2005, le total des superficies traitées avec herbicides sur tout le territoire du CLFB est de 8130,7 ha.

Les recommandations effectuées par le CLFB sont effectuées sur la base du document : « Traitements herbicides » de CPVQ, 2000 (18,69\$ sur le site du CRAAQ) et du guide pour l'Ontario, 2004-2005 (10\$ au ministère de l'Ontario et reconstitué sur Internet), car il est mis à jour plus fréquemment. Ces recommandations sont effectuées à la suite d'un dépistage. Elles sont généralement faites oralement aux producteurs.

En ce qui a trait à la fertilisation, les agronomes, en 1996-1997, utilisaient les grilles du CPVQ 1996-1997 et le guide de l'AFEQ. En 2005, ils utilisent les grilles de 2003.

La plupart des compagnies productrices de pesticides ont leur propre représentant qui va sur le terrain et effectue les recommandations. Certaines compagnies offrent également un service de dépistage. Les recommandations sont généralement manuscrites sur la facture elle-même.

Le CLFB tient parfois un registre manuscrit de certaines applications pour certains agriculteurs, mais celui-ci est très fragmentaire et ne remonte pas loin dans le temps. Il est porté au dossier de l'agriculteur et est, de ce fait, peu ou pas accessible.

En 2005, sur les membres du CLFB, 36 tiennent un registre à jour des interventions phytosanitaires, tandis que ce registre est partiellement à jour pour 24 membres. 147 membres ne tiennent aucun registre.

C.2.1. Mode d'application des herbicides

L'application se fait principalement par arrosage avec une rampe à pulvérisation

En 2005, les rampes ne font objet d'aucun réglage pour 145 membres du CLFB. Tandis que 80 les règlent aux deux ans ou moins, 32 une fois par année et 7 plus d'une fois par an. Selon M. Brisebois, la moitié des agriculteurs n'effectuent aucun réglage à moins d'un nouveau produit ou d'une nouvelle pièce.

Les agriculteurs effectuent plutôt une évaluation visuelle de l'application et ajuste la vitesse du tracteur en conséquence. Si des problèmes majeurs surviennent, ils peuvent alors contacter le CLFB, qui peut à ce moment effectuer des recommandations comme de vider le réservoir ou de faire un deuxième passage.

De plus, un nombre croissant d'agriculteurs confie maintenant les travaux d'application à forfait suite à la nouvelle réglementation (Code de gestion des pesticides).

C.2.2. Date d'application

Les applications se font principalement en post-levée (très peu d'agriculteurs appliquent en pré-levée)

Les applications ont lieu principalement du début juin à la mi-juin (avant les foins). Mais elles peuvent s'étendre de la mi-mai à la St-Jean.

C.2.3. Taux d'application

Le taux d'application recommandé par les agronomes est généralement le taux le plus faible recommandé par le fabricant sur l'étiquette du produit.

En 2005, sur les 292 membres du CLFB, 76 pratiquent une culture sans herbicides (3 054,5 ha sur tout le territoire du CLFB). De plus, 73 pratiquent une application à dose réduite sur toute leur entreprise (2 254,5 ha sur tout le territoire du CLFB), tandis que 15 pratiquent le

désherbage mécanique (314,4 ha). M. Brisebois me mentionne que les agriculteurs mélangent parfois taux réduit et taux minimal recommandé.

Le CLFB ne possède pas d'informations pour la comparaison des coûts entre application d'herbicides et désherbage mécanique autre que celle du MAPAQ.

L'application a lieu à la pleine largeur du champ (165 entreprises pour 6 134,2 ha sur tout le territoire du CLFB). Aucun agriculteur ne pratique une application localisée ou en bandes.

C.2.4. Produits appliqués par type de culture

En Beauce, les traitements phytosanitaires ne sont appliqués que dans les cultures annuelles : maïs et céréales. Dans les pâturages, on utilise plutôt le désherbage mécanique et le brûlage dans les cultures permanentes.

Sur le territoire du CLFB :

En 1996-97 : dans les céréales :

- **Dyvel**
 - A été appliqué sur 101 ha , soit 132 L
 - 84 g/L de dicamba et 336 g/L de MCPA
 - Taux recommandé : 1,25 L/ha
 - On applique 105 g/ha de dicamba et 420 g/ha de MCPA

- **Embutox-E**
 - A été appliqué sur 91 ha, soit 227 L
 - Contient 625 g/L de 2,4-DB (esther)
 - Taux recommandé : 1,75 L/ha à 2,25 L/ha
 - Si on applique à 1,75 L/ha, on applique 1093, 8 g/ha de 2,4-DB

- **Tropotox plus**
 - A été appliqué sur 44 ha, soit 131 L
 - Contient MCPB 375 g/L et MCPA 25 g/L
 - Taux recommandé : 2,75 L/ha à 4,25 L/ha
 - Si on applique à 2,75 L/ha, on applique 1031,3 g/ha de MCPB et 68,8 g/ha de MCPA

- **Refine**
 - A été appliqué sur 23 ha, soit 458 g

- Pour 8 g : 4 g de thifensulfuron et 2 g de tribnuron méthyle
- Taux recommandé : 8g/acre
- Si on applique 19,8 g/ha, on applique 9,9 g de thifensulfuron et 4,95 g de tribnuron méthyle

En 2005 : dans les céréales :

- **Refine**

- Pour 8 g : 4 g de thifensulfuron et 2 g de tribnuron méthyle
- Taux recommandé : 8 g/acre
- Si on applique 19,8 g/ha, on applique 9,9 g de thifensulfuron et 4,95 g de tribnuron méthyle

- **Pardner**

- Taux d'application : 1 à 1,2 L/ha
- Contient : Bromoxynil 280 g/L
- Si on applique 1 L/ha, on applique 280 g/ha de Bromoxynil

En 1996-97 : dans le maïs :

- **Marksman**

- A été appliqué sur 47 ha, soit 189 L
- Contient : 132 g/L de dicamba et 252 g/L d'Atrazine
- Taux recommandé : 3,5 pints/acre (1,65 L/ac) sur sol médium à fin, 2 pints/acre (0,946 L/ac) sur sol grossier
- Si on applique à 2,34 L/ha (0,946 L/ac) = 309 g/ha de dicamba et 590 g/ha d'Atrazine

- **Prowl**

- A été appliqué sur 72 ha, soit 253 L
- Contient 35,7% de pendiméthaline
- Taux recommandé : 2 à 4 pints /acre selon la texture et le % de matière organique
- Si on applique à 3 pints par acre (1,4195 L/ac ou 3,5 L/ha), on applique 1249,5g de pendiméthaline

- **Atrazine**

- A été appliqué sur 72 ha, soit 181 L
- Contient 451 g/L d'Atrazine
- Taux recommandé : 2,1 à 3,1 L/ha

- donc pour 3,1 L/ha on applique 1398,1 g/ha d'Atrazine
- Ne pas dépasser 1500 g/ha/an d'Atrazine

- **Pardner:**

- A été appliqué sur 67 ha, soit 67 L
- Taux d'application : 1 à 1,2 L/ha
- Contient : Bromoxynil 280 g/L
- Si on applique 1 L/ha , on applique 280 g/ha de Bromoxynil

En 2005 : dans le maïs :

- **Accent**

- Contient 75% de Nicosulfuron
- Taux 2 à 3 onces /acre (pour 2 once/ac = 0,059 L/acre ou 146 mL/ha)
- Pour 146 mL/ha, on applique 109,5 g/ha de nicosulfuron

- **Option**

- Contient 35 % de foramsulfuron
- Taux recommandé : 100g de produit/ha = 35g de foramsulfuron/ha

Accent et Option sont utilisés en association avec le Marksman qui est toujours celui utilisé lors de la première année de rotation en maïs (efficace pour les feuilles larges)

- **Bazagran**

- Contient 44% de bentazone
- Taux recommandé : 1 à 2 pintes/acre(pour 1 pinte/ac = 0,473 l/ac ou 1,17 l/ha)
- Si on applique à 1,17 l/ha, on applique 514,8g de bentazone/ha

- **RoundUp** dans les cultures Roundup Ready (surtout utilisé depuis 2 ou 3 ans)

- Original contient 356 g/L de glyphosate et Ultra contient 540 g/L
- Taux recommandé : 16 à 48 once/acre, le plus souvent 24 ou 32 once/acre pour la formulation originale (24 once/acre = 710 mL/ac ou 1757 mL/ha)
- Pour 1757 mL/ha, on applique 625,6 g/ha de glyphosate

Les herbicides de 1996-1997 (Atrazine, Prowl et Pardner) sont encore utilisés également.

En 1996-1997 : dans le canola et autres protéagineux :

- **Select**

- A été appliqué sur 23 ha, soit 5 L
- Contient 240 g/L de cléthodim
- Taux recommandé : de 0,125 à 0,38 L/ha, le plus souvent 0,19 L/ha
- Si on applique à 0,19 L/ha = 45,6 g/ha de cléthodium

- **Edge**

- A été appliqué sur 37 ha, soit 49 kg
- Contient 5% de éthalfuralin
- Taux recommandé = 17 à 22 kg de produit /ha
- Si on applique à 17 kg/ha = 850 g/ha d'éthalfuralin

Selon M.Brisebois, les agriculteurs travaillent en général avec deux produits (généralement RoundUp + un autre).

En 2005, pour la première fois, environ 30-40 ha ont été traités contre le puceron du soya avec du Matador ou du Cygon.

- **Matador**

- Contient 120 g/L de lambda-cyhalothrin (pyréthroid)
- Taux recommandé : 83 mL/ha dans le canola
- On applique alors 9,96 g/ha de lambda-cyhalothrin

- **Cygon**

- Contient 480 g de diméthoate/L
- Taux recommandé : 340-360 mL/acre (pour 340 mL/acre = 841,6 mL/ha)
- Pour 841 mL/ha, on applique 403 g/ha de diméthoate
- Également, on rencontre de plus en plus de cas de fusariose dans le blé d'alimentation humaine (environ 50% des cultures selon M. Brisebois). On traite alors avec du Folicur.

- **Folicur**

- Contient 200g de tébuconazole/L
- Taux recommandé :4 once/acre (0,118 L/ac ou 0,292 L/ha)
- On applique 58 g/ha de tébuconazole

C.3 LES ROTATIONS PRATIQUÉES

En 2005, selon M. Brisebois, les rotations les plus communes sont :

- 2 ans de maïs-grain suivi de 1 an de soya
- 5 à 7 ans de foin – 2 ans d’orge
- 1 an de blé – 2 ans d’orge – 1 an de canola
- 3 ans de maïs-ensilage- 1 an d’orge – 4 ans de foin
- 1 an de blé – 1 an d’orge ou d’avoine – 4 ans de foin

La présence du soya est beaucoup plus forte depuis les cinq dernières années. Le canola du Québec a été déclassé en 2004 et 2005 (à cause d’un acide qui s’est créé dans la plante à cause de la sécheresse) et il a donc perdu beaucoup de valeur. De plus, la valeur pour la consommation à la ferme est plus élevée pour le soya que le canola.

En 2005, le soya est la seconde culture en ce qui a trait à la surface cultivée sur le territoire du CLFB : 1 291,0 ha. Le maïs grain est premier avec 3 371,4 ha.

Le type de céréale planté est déterminé selon les caractéristiques du sol. L’orge est généralement celle qui est la plus utilisée, car elle constitue un bon compromis entre l’avoine (facile à cultiver, mais faible valeur nutritive et le blé (riche mais capricieux).

C.4 PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUE

- Travail du sol

En 2005, le travail réduit du sol est pratiqué sur 290,8 ha au printemps (soit 11 exploitations). De plus, 433,7 ha (sur 20 exploitations) sont semés en semi-direct au printemps.

- Bandes riveraines

En 2005, M. Brisebois constate que la plupart des agriculteurs respectent la distance de 1m en haut du talus (65,1 % des membres). Les bandes sont généralement entretenues par fauchage plutôt que laissées à l’état naturel. M. Brisebois remarque également que les dommages causés aux bandes sont généralement causés par les animaux qui ont accès aux cours d’eau. Les animaux ont accès aux cours d’eau chez 77 membres du CLFB.

- Respect des zones d’approvisionnement en eau potable

En 2005, selon les observations de M. Brisebois, les distances d'arrosage par rapport aux puits sont respectées (179 exploitations agricoles sur le territoire du CLFB). Par contre, la situation serait à améliorer en ce qui a trait aux distances d'arrosage par rapport aux cours d'eau.

ANNEXE D. QUESTIONNAIRE SUR LES PRATIQUES AGRICOLES ET PHYTOSANITAIRES

Ce questionnaire a été élaboré pour l'enquête auprès de Fertior et diffusé auprès de certains de ses membres.

Informations générales

1) Votre municipalité _____

2) Vous êtes un producteur

Porcin

Laitier

Bovin

Autre

3) Quelles sont les rotations culturales que vous utilisez ?

En 2005

4)	En 1996-97 quelles étaient vos cultures principales ? (en ordre de superficie cultivée S.V.P.)			
	1) _____	2) _____	3) _____	
5)	Pour chacune de ces cultures, quelle superficie avez-vous cultivé ? (S.V.P. conservez le même ordre)			
	1) _____	2) _____	3) _____	
6)	Pour chacune de ces cultures, quelle superficie avez-vous traité avec des pesticides (herbicides, insecticides...)?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
7)	Quels produits avez-vous utilisé ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
8)	À quel taux (formulation commerciale) avez-vous appliqué ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
9)	À quelle date avez-vous appliqué ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
10)	Quel type de pulvérisation effectuiez-vous?	Superficie totale	<input style="width: 50px;" type="text"/>	En bande sur les rangs
				<input style="width: 50px;" type="text"/>
11)	Effectuiez-vous du travail réduit du sol ?	OUI	<input style="width: 30px;" type="text"/>	NON
	Si oui, veuillez mentionner sur quelle superficie et quel type (chisel, semis-direct...)			<input style="width: 30px;" type="text"/>
12)	Vos champs avaient-ils des bandes riveraines ?	OUI	<input style="width: 30px;" type="text"/>	NON
	Si oui, ont-elles			<input style="width: 30px;" type="text"/>
	3m ou plus	<input style="width: 50px;" type="text"/>		3m ou moins
	Les bandes riveraines couvraient approximativement quelle longueur des cours d'eau ? (ex. : le quart, la moitié)			<input style="width: 30px;" type="text"/>
13)	À quelle fréquence réglez-vous votre pulvérisateur ?	Moins de 1 fois au 2 ans	<input style="width: 30px;" type="text"/>	
		1 fois au 2 ans	<input style="width: 30px;" type="text"/>	
		1 fois par an	<input style="width: 30px;" type="text"/>	
		Plus de 1 fois par an	<input style="width: 30px;" type="text"/>	
14)	Si vos animaux allaient à l'extérieur, avaient-ils libre accès à un cours d'eau ?	OUI	<input style="width: 30px;" type="text"/>	NON
		Ne s'applique pas	<input style="width: 30px;" type="text"/>	<input style="width: 30px;" type="text"/>
15)	Si vous avez du maïs-grain ou maïs-fourrager, à quelle date l'avez-vous récolté ?			
		Maïs-grain	<input style="width: 50px;" type="text"/>	Maïs fourrager
				<input style="width: 50px;" type="text"/>

En 1996-1997

16)	En 1996-97 quelles étaient vos cultures principales ? (en ordre de superficie cultivée S.V.P.)			
	1) _____	2) _____	3) _____	
17)	Pour chacune de ces cultures, quelle superficie avez-vous cultivé ? (S.V.P. conservez le même ordre)			
	1) _____	2) _____	3) _____	
18)	Pour chacune de ces cultures, quelle superficie avez-vous traité avec des pesticides (herbicides, insecticides...)?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
19)	Quels produits avez-vous utilisé ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
20)	À quel taux (formulation commerciale) avez-vous appliqué ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
21)	À quelle date avez-vous appliqué ?			
	1) _____	2) _____	3) _____	
22)	Quel type de pulvérisation effectuiez-vous?	Superficie totale	<input style="width: 50px;" type="text"/>	En bande sur les rangs <input style="width: 50px;" type="text"/>
23)	Effectuiez-vous du travail réduit du sol ?	OUI <input style="width: 50px;" type="text"/>	NON <input style="width: 50px;" type="text"/>	
	Si oui, veuillez mentionner sur quelle superficie et quel type (chisel, semis-direct...)			
24)	Vos champs avaient-ils des bandes riveraines ?	OUI <input style="width: 50px;" type="text"/>	NON <input style="width: 50px;" type="text"/>	
	Si oui, ont-elles	<input style="width: 50px;" type="text"/>	3m ou plus	<input style="width: 50px;" type="text"/>
			3m ou moins	<input style="width: 50px;" type="text"/>
	Les bandes riveraines couvraient approximativement quelle longueur des cours d'eau ? (ex. : le quart, la moitié)			
25)	À quelle fréquence réglez-vous votre pulvérisateur ?	Moins de 1 fois au 2 ans	<input style="width: 50px;" type="text"/>	
		1 fois au 2 ans	<input style="width: 50px;" type="text"/>	
		1 fois par an	<input style="width: 50px;" type="text"/>	
		Plus de 1 fois par an	<input style="width: 50px;" type="text"/>	
26)	Si vos animaux allaient à l'extérieur, avaient-ils libre accès à un cours d'eau ?	OUI <input style="width: 50px;" type="text"/>	NON <input style="width: 50px;" type="text"/>	
		Ne s'applique pas	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>

Résumé du projet

Dans cette étude, les modèles hydrologiques informatisés qui simulent le transport et le devenir des pesticides, GIBSI (développé par l'INRS-ETE-Institut National de la Recherche Scientifique, situé à Québec), BASINS et SWAT (développés aux USA) sont testés en comparant leurs pouvoirs de prédiction des concentrations des pesticides en rivière. Le bassin-pilote dans le cadre de ce projet est celui de la Rivière Chaudière. Le(s) modèle(s) le(s) plus performants(s) seront utilisés pour développer des Normes de Performance agro-environnementale Atteignables (NPA), c'est-à-dire, le niveau de concentration de pesticides en rivière qui peut être atteint en mettant en place des mesures de gestion, des pratiques agricoles bénéfiques et des technologies disponibles pour réduire l'impact de l'application de pesticides sur ces eaux. Les données recueillies serviront de données d'entrée utilisées par les modèles informatiques afin de déterminer lequel est le plus efficace.

ANNEXE E. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET APPLICATION DE BASINS/HSPF

E.1 CONSTITUTION DES BASES DE DONNÉES

E.1.1. Intégration des couches d'information

Cette section se veut une description de l'intégration au système BASINS des couches d'informations liées au secteur d'étude c'est-à-dire le bassin versant de la rivière Chaudière. Afin de procéder à son intégration, le système BASINS nécessite en entrée certaines données de démarrage qui sont :

- Le modèle numérique de terrain
- Les limites du bassin versant
- Le réseau hydrographique

Chacune de ces couches d'informations est disponible pour le secteur d'études puisqu'elles sont également utilisées par le modèle GIBSI. Toutefois, le format de ces couches doit être préalablement vérifié et modifié afin de respecter la structure des fichiers d'entrée correspondant pour le système BASINS. Cette étape est d'une importance capitale au bon fonctionnement de BASINS. En effet, les formats des différentes couches d'informations doivent respecter sans faute ceux prescrits par le système BASINS. Ces formats découlent d'efforts de standardisation de l'information dans l'application potentielle de BASINS sur la totalité du territoire des États-Unis. Une fois les données formatées, elles peuvent être intégrées au système. La Figure E.1 présente l'intégration des données de démarrage au système BASINS.

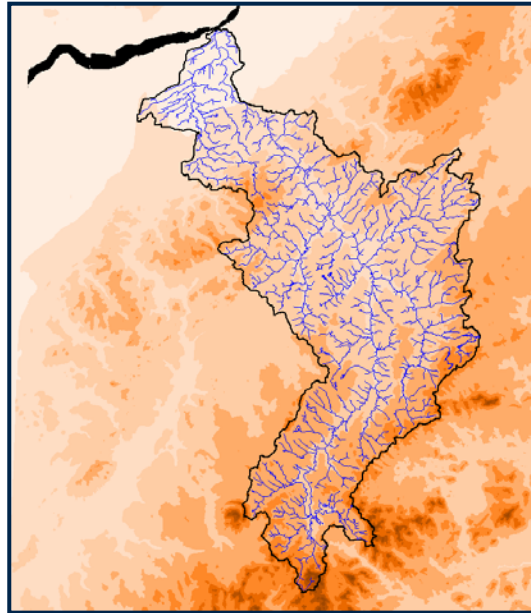


Figure E.1 : Intégration du bassin versant de la rivière Chaudière au système BASINS

La Figure E.1 démontre clairement la prise en compte initiale du secteur d'étude par BASINS. Il est donc possible d'observer en fond d'écran le modèle numérique de terrain de même les limites du bassin ainsi que le réseau hydrographique sont représentées par les lignes noire et bleues.

Suite à l'intégration des données de démarrage, l'utilisateur peut aux besoins ajouter toutes couches d'informations pertinentes à la présente étude. Dans le cas présent, nous avons procédé à une intégration complète de la totalité des informations pertinentes et disponibles pour le secteur d'étude.

Rappelons que l'intégration de chacune des couches d'information requiert préalablement la mise en forme des données selon les formats d'entrée du système BASINS. Plus techniquement, ces formats sont liés à ceux s'affichant dans la constitution de base de données de type DBASE associées notamment au fichier du système d'informations géographiques supportant le modèle (ArcView 3.2 dans le cas présent). De tels fichiers sont caractérisés par des champs de formats (chiffres, texte, logique...) et largeur définis. Ainsi, les fichiers liés aux couches d'informations doivent être convertis afin de disposer les données selon les champs définissant les fichiers d'entrée de BASINS. Une attention toute particulière doit être portée aux unités puisque en raison de l'origine du système BASINS celui-ci respecte plutôt le système anglais plutôt que le système métrique. Les unités doivent donc être modifiées pour répondre à cette exigence.

Les différentes couches d'informations intégrées au système BASINS sont présentées ci-dessous selon les champs présentés à la section 4.1.2

(i) Les données contextuelles environnementales

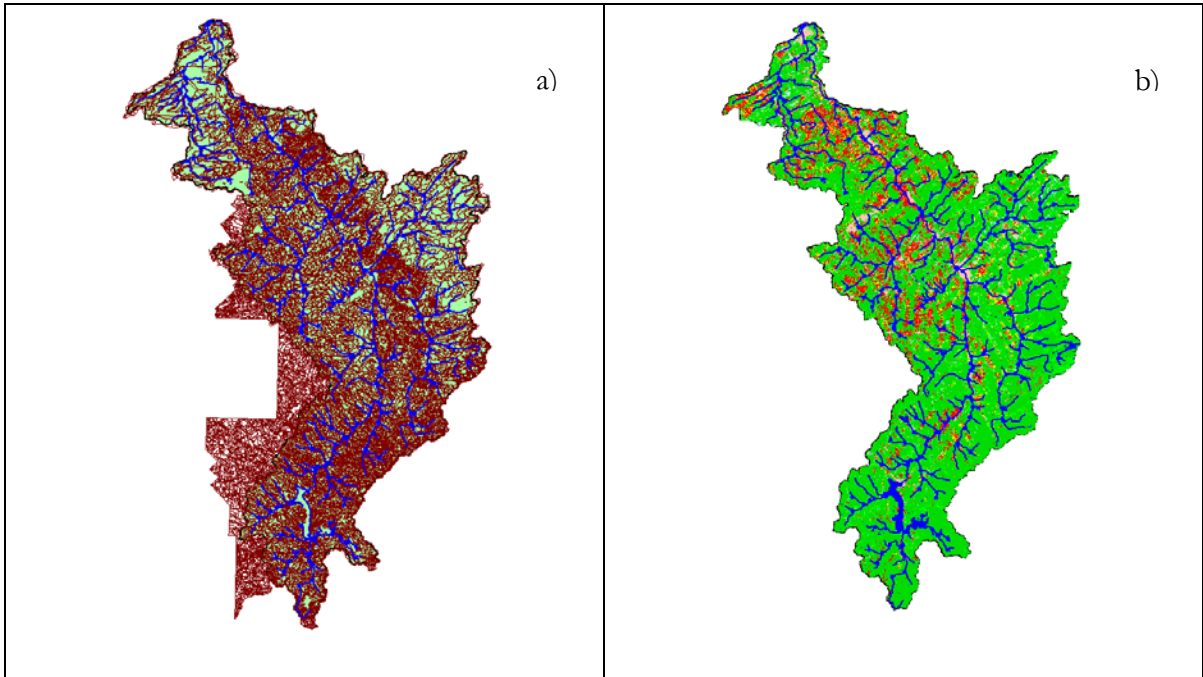


Figure E.2 : Carte de sols (a) et de l'occupation des sols (b) du bassin versant de la Chaudière obtenues avec BASINS

Contrairement à l'utilisation du territoire qui se présente sous forme d'une carte où chaque pixel est associé à une classification de l'occupation du sol, les types de sol sont plutôt représentés par un ensemble de polygones faisant référence aux caractéristiques du sol le définissant.

(ii) Les données de suivi environnemental

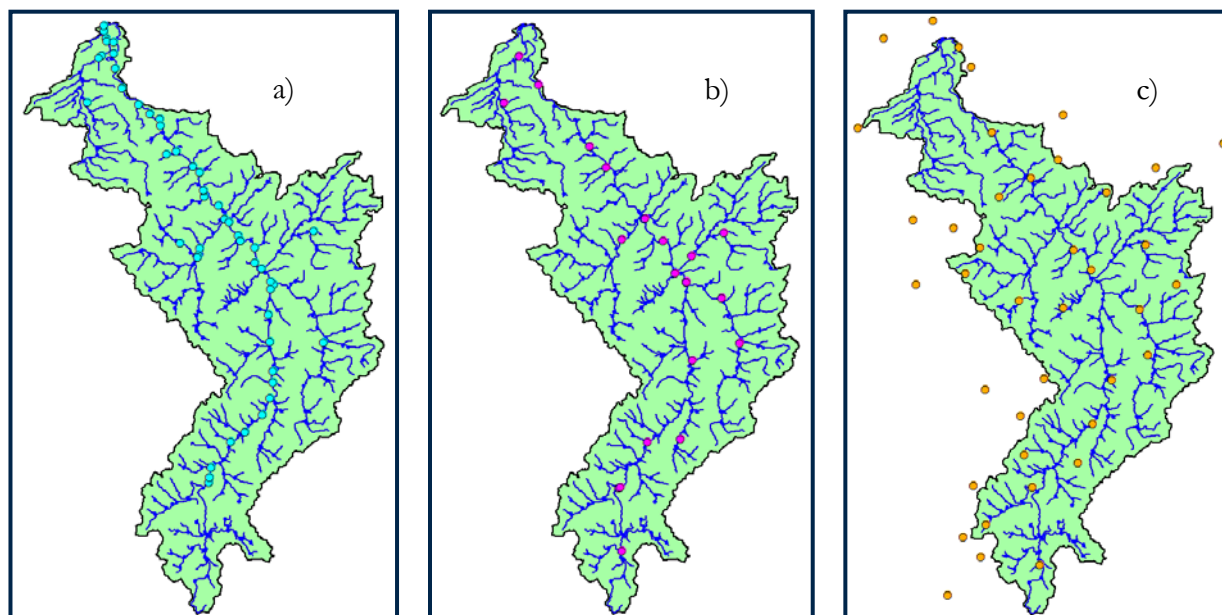


Figure E.3 : Représentation a) des stations de mesures et d'observation de la qualité de l'eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques

Les données de suivi environnemental sont représentées géographiquement par le positionnement des diverses stations de mesures. Ces stations sont, par la suite, liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques sont largement sollicitées pour l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude.

(iii) Les données de charges et sources ponctuelles de rejets et polluants

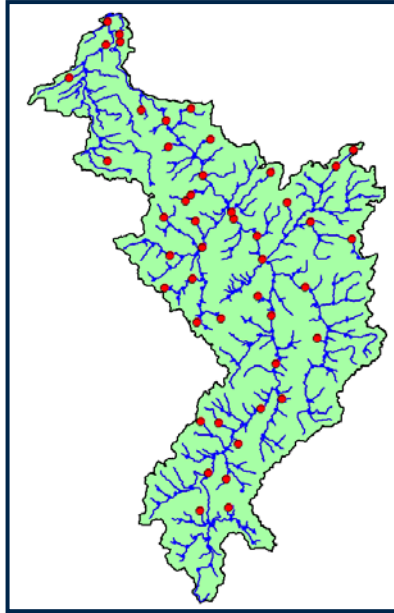


Figure E.4 : Sources ponctuelles de rejets et polluants

Tout comme les données de suivi environnemental, celles portant sur les charges et sources ponctuelles de polluants sont représentées par la localisation des sources ponctuelles. Les sources de rejets sont également liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques interviennent aussi dans l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude. Il est à noter que les données mesurées doivent être codées selon les identifiants associés aux divers polluants notés par l'Agence de protection de l'environnement de États-Unis (*U.S. Environmental Protection Agency (EPA)*).

À ce jour, seules les données de mesures de la qualité de l'eau n'ont pas été encore intégrées au système BASINS. Une fois leur mise en forme selon les formats prescrits par BASINS, l'intégration du secteur d'étude sera complète et les diverses applications du système pourront être exécutées. Néanmoins, l'intégration de ces mesures n'est pas requise pour conduire certaines applications ciblées par la présente étude, notamment l'utilisation de l'extension HSPF de BASINS.

E.1.2. Digitalisation automatique du bassin versant

Suite à l'intégration des couches d'informations, le système BASINS doit procéder à une digitalisation du bassin versant permettant l'utilisation subséquente d'outils d'analyses et de modèles de bassins versants. Cette digitalisation procède selon les étapes décrites ci-dessous.

Délimitation automatique du secteur d'étude

À l'aide du modèle numérique de terrain, du réseau hydrographique numérisé et des limites du bassin versant, le système BASINS procède à une délimitation automatique du secteur d'étude. Le résultat (Figure E.5) cible la zone comprise uniquement à l'intérieur des limites du bassin versant. De plus, le modèle numérique de terrain est reclassifié en fonction de la zone ciblée.

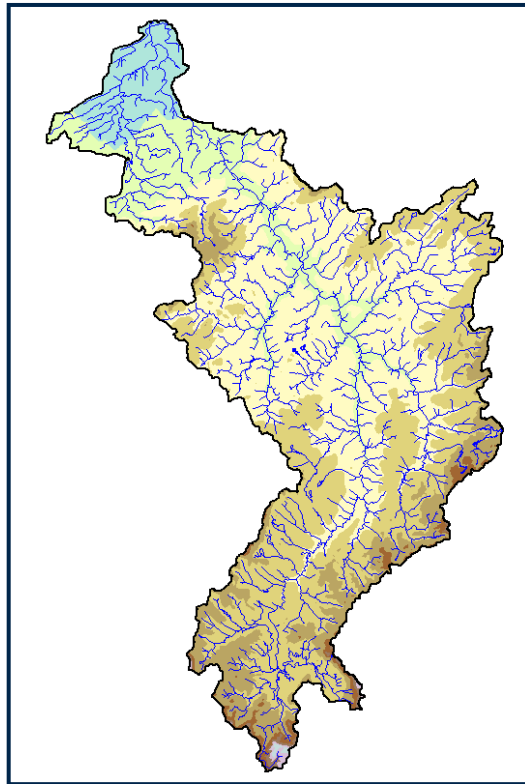


Figure E.5 : Délimitation automatique du secteur d'étude

Digitalisation automatique du réseau hydrographique

Suite à la délimitation automatique du secteur d'étude, le système BASINS procède à une régénération automatique du réseau hydrographique utilisant à nouveau le modèle numérique

de terrain, le réseau hydrographique initial ainsi que la zone ciblée à l'étape précédente. Il est à noter que BASINS définit le réseau hydrographique selon une superficie acceptable. Dans le contexte actuel, la plus faible superficie acceptable est de 650ha. Le résultat (Figure E.6) de cette régénération peut être superposé au réseau initial afin d'évaluer la qualité du réseau obtenu. La Figure E.6 démontre clairement que le réseau nouvellement créé (présenté en bleu foncé) respecte l'original (présenté en bleu pâle) bien qu'il présente une arborescence légèrement plus faible. De plus, le système procède à la détermination des différents exutoires (points bleus) relatifs aux tronçons tout en déterminant les points d'entrée dans le réseau des sources de rejets et polluants (points rouges)

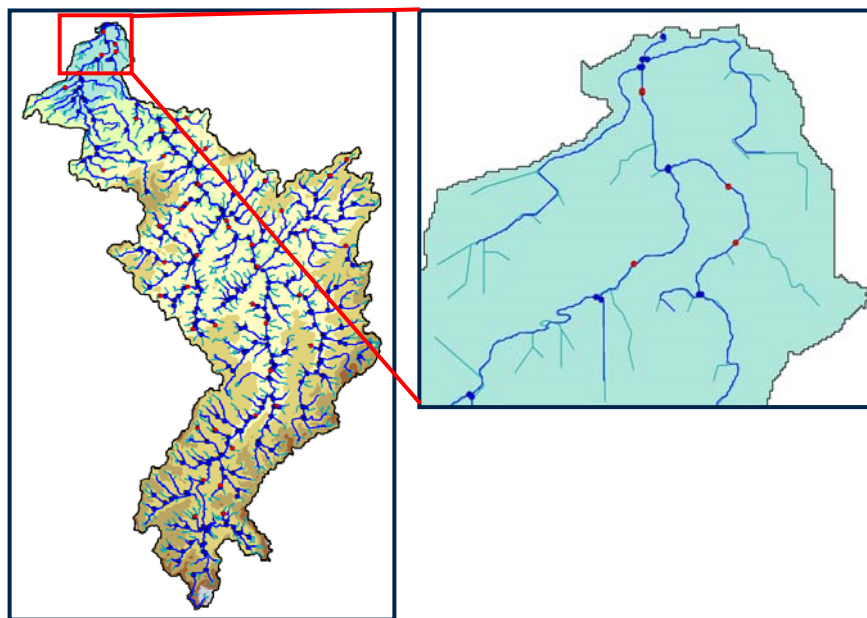


Figure E.6 : Régénération automatique du réseau hydrographique

Délimitation automatique du bassin versant sélectionné.

Par la suite, l'utilisateur est appelé à indiquer au système BASINS, l'exutoire du bassin versant afin de procéder à la délimitation automatique du bassin versant sélectionné. Ainsi, BASINS délimite la surface de drainage correspondant au réseau hydrographique régénéré. Le système procède également à la détermination de l'ensemble des sous-bassins versants associés à chacun des exutoires relatifs aux tronçons. L'utilisateur peut également demander l'affichage d'attributs liés à la fois aux tronçons et aux sous-bassins.

La superficie des unités de calcul homogènes

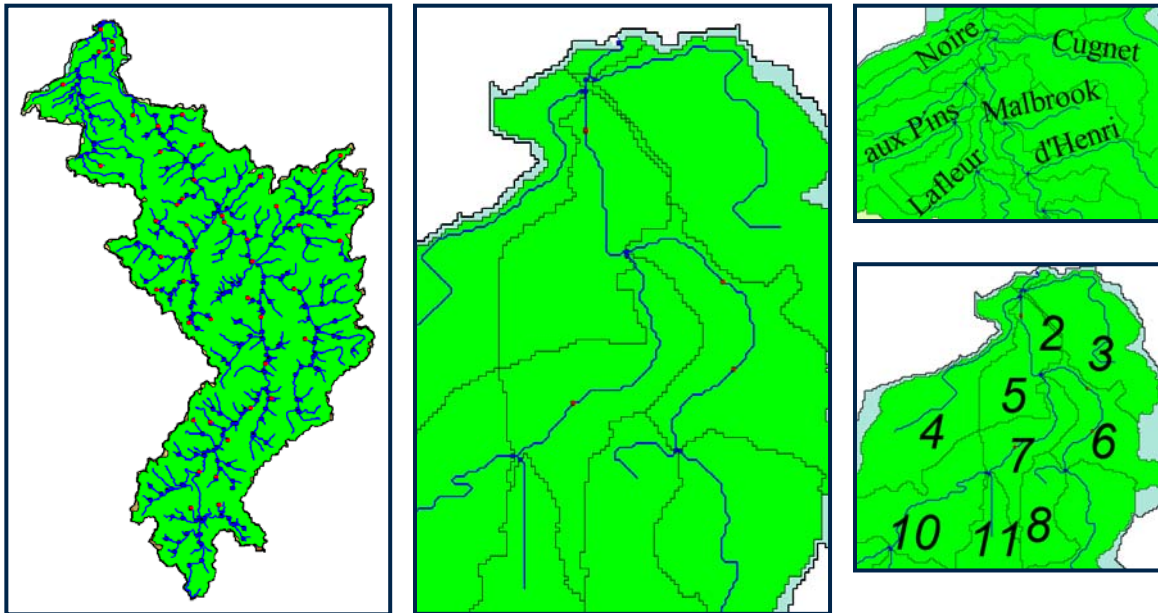


Figure E.7 : Délimitation automatique du bassin versant sélectionné

Cette digitalisation du bassin versant à l'aide du système BASINS est une étape préliminaire et nécessaire à l'utilisation du modèle hydrologique HSPF.

Il est à noter que le modèle hydrologique HSPF n'évoque pas la notion d'unité de réponse hydrologique. En ce sens, il se base uniquement sur les sous-bassins déterminés par le système BASINS auxquels il attribue les caractéristiques descriptives de l'occupation du territoire et des types de sols.

E.2 APPLICATION DU MODÈLE HSPF

HSPF est un modèle de bassin versant permettant la simulation hydrologique de la qualité de l'eau de surface dans le réseau hydrographique en fonction de l'occupation du sol et la présence de sources ponctuelles de polluants. Il peut être opéré sur un seul bassin versant ou encore sur un regroupement de sous bassins interconnectés déterminés à partir d'outils de régénération offerts par BASINS. Le modèle HSPF requiert en entrée les données suivantes :

- L'utilisation du territoire
- Le réseau hydrographique
- Les données météorologiques
- Les données relatives aux polluants à évaluer

Mises à part les données météorologiques, les données d'entrée du modèle sont identiques à celles des fichiers correspondant du système BASINS.

Il est à noter que l'extension WinHSPF interagit directement avec les utilitaires et les jeux de données de BASINS pour faciliter l'extraction de l'information pertinente et la préparation des fichiers d'entrée du modèle HSPF. Plus précisément, cette extension constitue le portail d'entrée du modèle HSPF puisqu'il convertit l'ensemble des données d'entrée requises par ce modèle et contribue à l'intégration complète du secteur ciblé pour les simulations hydrologiques.

Préalablement à l'application du modèle HSPF, il est nécessaire de procéder à deux étapes qui sont :

- (i) La reclassification de l'occupation du sol selon les classes thématiques utilisées par le modèle HSPF

Le modèle HSPF fait appel à des classes d'occupation du sol précises préétablies. En ce sens, le système BASINS permet la reclassification de l'occupation du sol afin de respecter les classes utilisées par le modèle HSPF. Le Tableau E.1 résume l'attribution des classes d'occupation du sol propres au modèle HSPF à celles existantes préalablement pour le secteur d'étude. La classification originale utilisée est celle effectuée par Gauthier (1996) pour l'année 1995. Cette classification est également utilisée par le modèle GIBSI. Les classes résultantes sont celles utilisées directement par le modèle HSPF selon des paramètres précisés pour chacune des classes.

Tableau E.1 : Reclassification de l'occupation du sol

Numéros de classes	Classes thématiques GIBSI	Classes thématiques HSPF
1	Urbain	<i>Urban or Built-up Land</i>
2	Pâturage et foin	<i>Pasture</i>
3	Céréales	<i>Agricultural Land</i>
4	Maïs	<i>Agricultural Land</i>
5	Eau	<i>Water</i>
6	Milieu humide	<i>Wetland</i>
7	Sol nu	<i>Barren Land</i>
8	Friche	<i>Rangeland</i>
9	Feuillus	<i>Forest Land</i>
10	Conifères	<i>Forest Land</i>

(ii) La constitution du fichier de données météorologiques, disponibles pour chacune des stations, selon le format exigé par le modèle HSPF.

Le système BASINS dispose d'un utilitaire (WDMUtil, Hummel *et al.*, 2004) permettant à l'utilisateur de générer les fichiers météorologiques désirés. Les fichiers d'entrée de WDMUtil sont des fichiers textes contenant les données météorologiques pour chaque station dans un format précis. Il est à noter que ces fichiers ne doivent pas présenter d'interruption sur la totalité de la période de mesure. Toutefois, il n'est pas nécessaire que le période de mesure soit commune à chacune des stations. L'utilitaire WDMUtil fait appel à des scripts de lecture décrivant les fichiers d'entrée qui permettent la génération des fichiers météorologiques d'entrée du modèle HSPF

Finalement, l'application du modèle HSPF débute par l'intégration du secteur d'étude réalisé à partir du système BASINS à l'aide de l'extension WinHSPF. Les différentes étapes de cette intégration sont décrites aux points suivants :

L'utilisateur doit sélectionner le ou les sous(s)-bassin(s) versant désiré(s). Dans le cadre actuel, le sous-bassin de la rivière Beurivage a été sélectionné (en jaune sur la Figure E.8).

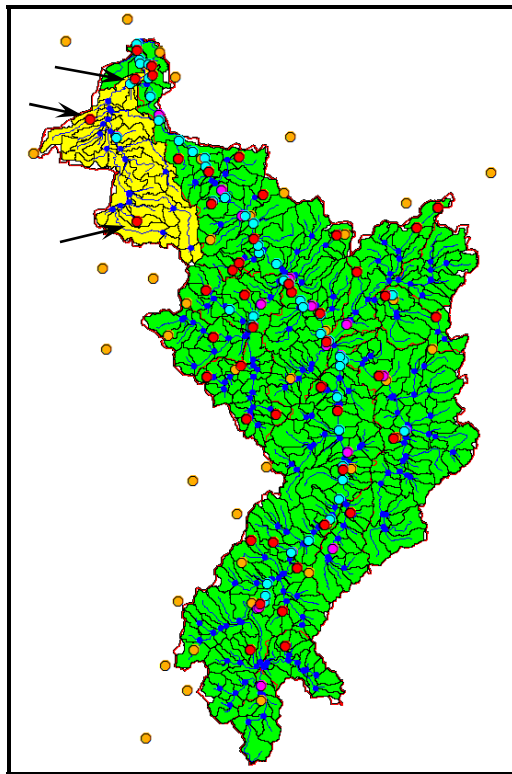


Figure E.8 : Sélection de l'ensemble du sous bassin versant de la rivière Beurivage

(iv) L'utilisateur doit également sélectionner les sources ponctuelles de rejets ou polluants susceptibles d'interagir avec les sous-bassins sélectionnés précédemment (voir flèches sur la Figure E.8). De plus, l'utilisateur doit spécifier l'année de référence des mesures relatives aux rejets et polluants.

(v) L'utilisateur doit spécifier quelle couche d'information relative à l'occupation sol doit être utilisée. Dans le cas présent, il est jugé acceptable d'utiliser la carte d'occupation respectant les classes thématiques du modèle HSPF. Cette carte résulte d'une reclassification de l'occupation du sol originale.

(vi) Finalement, l'utilisateur doit spécifier le fichier d'entrée de données météorologiques. Tel que décrit précédemment, ce fichier est généré par l'utilitaire WDMUtil.

Il est à noter que le modèle HSPF nécessite en entrée des fichiers de données horaires. De plus les données requises sont dépendantes des différentes applications sélectionnées par l'utilisateur (modèle hydrologique, modèle d'érosion, modèle de pesticides). Dans le cadre du projet actuel, seules les données journalières de températures (minimum, maximum et moyennes journalières) et de précipitations sont disponibles aux stations météorologiques présentes sur le secteur d'étude. Toutefois, selon les applications présentes du modèle HSPF, des données horaires de températures, précipitations et d'évapotranspirations potentielles sont requises. Il est donc nécessaire de procéder à une distribution horaire des données de températures et de précipitations ainsi qu'au calcul de l'évapotranspiration potentielle. Cette étape préalable peut être réalisée à l'aide de l'utilitaire WDMUtil. La génération des fichiers horaires de températures, de précipitations et d'évapotranspirations potentielles est décrite aux points suivants.

- Températures horaires :

L'utilitaire WDMUtil procède à une distribution horaire des températures mesurées aux stations météorologiques. Cette distribution est basée sur les températures journalières maximales et minimales enregistrées. WDMUtil procède donc au calcul de températures horaires intermédiaires entre les températures journalières minimales et maximales qui sont positionnées à 6:00 AM et 16:00 PM.

- Précipitations horaires :

L'utilitaire WDMUtil permet à une distribution horaire des précipitations mesurées aux stations météorologiques. Le calcul des précipitations horaires procède à une répartition non-uniforme des précipitations sur une durée de 4 à 5 heures centrée sur 11:00 AM.

- Évapotranspirations potentielles horaires :

L'utilitaire WDMUtil permet le calcul de l'évapotranspiration potentielle selon certaines équations connues (Jensen, Hamon et Penman). Ces méthodes de calcul diffèrent notamment sur les données d'entrée requises. Tel que mentionné, seules les données de températures et de précipitations sont disponibles. Par conséquent, les équations de Jensen et de Penman ne peuvent être utilisées en raison des données d'entrée qu'elles requièrent (rayonnement solaire, point de rosée et vitesse du vent). Le calcul de l'évapotranspiration potentielle journalière a donc été réalisé à l'aide de l'équation de Hamon (1961). Celle-ci se base sur des coefficients mensuels, la latitude de la station météorologique ainsi que sur les températures journalières maximale et minimale enregistrées à la station. Par la suite, les données d'évapotranspirations potentielles journalières doivent être distribuées en données horaires. Cette distribution nécessite seulement en entrée la latitude de la station météorologique.

Au cours de cette même étape l'utilisateur est appelé à indiquer au modèle le degré de précision qu'il désire obtenir dans l'application du modèle HSPF. Cette précision s'exprime par la dissociation de l'occupation du sol propre à chaque tronçon. En ce sens, les différentes classes d'occupation du territoire deviennent alors propres à chaque tronçon ou sous-bassins. Par exemple, la classe maïs serait scindée en sous-classes entièrement indépendantes associées à leurs tronçons respectifs. Une telle division des classes permet une application de précision et la paramétrisation du modèle selon des secteurs précis à l'intérieur du bassin versant. Par contre, dans le contexte actuel, le modèle HSPF ne peut supporter un tel degré de précision en raison de la superficie, de l'arborescence détaillée et du niveau de détail de l'occupation du sol du bassin versant de la rivière Beaurivage. La dissociation des classes d'occupation du sol ne peut donc être envisagée que sur un bassin plus petit ou encore représenté par un réseau hydrographique ou une occupation du sol moins détaillée. Ainsi, dans le cadre de l'intégration du secteur d'étude au modèle HSPF, l'occupation du sol est regroupée selon les classes thématiques présentées préalablement. Celles-ci présentent donc des caractéristiques identiques sur la totalité du secteur d'étude. Par exemple les paramètres descriptifs de la classe maïs seront identiques sur chacun des tronçons affectés par cette classe. Une telle limite du modèle HSPF contrevient à son application sur des bassins versants de grande envergure comme celui de la rivière Chaudière puisqu'elle contraint l'utilisateur à s'éloigner de réalités physiques et spatiales. De plus, il est important de noter que le fonctionnement du modèle HSPF repose sur l'attribution des fichiers de données météorologiques aux différentes classes d'occupation du sol ainsi qu'à chacun des tronçons. L'utilisateur doit donc indiquer les fichiers météorologiques qui seront appliqués à chacune des classes et tronçons respectifs. Cette prise en compte des données météorologiques, par le modèle HSPF contrevient également à son utilisation sur de grandes superficies puisqu'elle ne permet pas la spatialisation des données

météorologiques. Par conséquent, l'utilisateur doit se restreindre à moyenner les conditions météorologiques sur la totalité du bassin versant.

Dans le cadre de l'application actuelle du modèle HSPF, les données horaires de températures, précipitations et d'évapotranspirations potentielles ont été calculées pour cinq stations météorologiques représentatives du secteur d'étude. Par la suite, un fichier regroupant la moyenne de ces variables météorologiques a été généré pour l'application du modèle.

L'intégration du secteur d'étude sélectionné résulte par son affichage à l'interface du modèle HSPF. Cet affichage s'apparente à la Figure E.9.

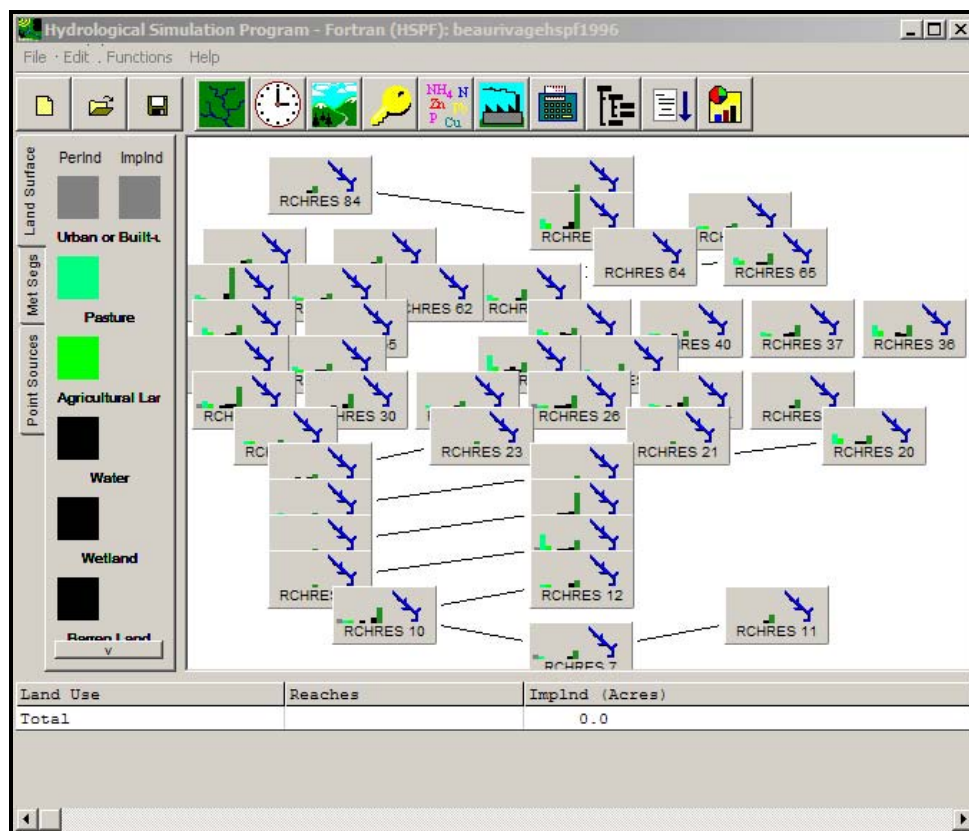


Figure E.9 : Intégration du secteur d'étude sélectionné au modèle HSPF

Suite à l'intégration du secteur d'étude sélectionné (bassin versant de la rivière Beaurivage), il a été possible de procéder à des simulations hydrologiques contribuant au calage du modèle hydrologique HSPF. Par la suite, le modèle HSPF a permis l'analyse de la qualité de l'eau ainsi que l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides.

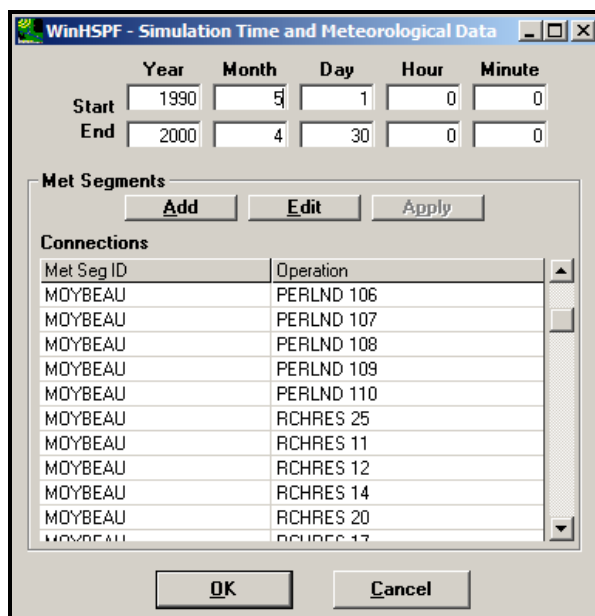
E.2.1. Informations générales du modèle HSPF

Dans un premier temps, l'utilisateur doit définir une plage temporelle sur laquelle seront menées les simulations. Cette plage est normalement constituée de deux périodes précises : la première constitue la période de calage et d'ajustement du modèle et la seconde constitue la période de vérification de l'ajustement du modèle. Cette approche est celle prescrite lors du calage de tout modèle. Dans le contexte actuel, qui vise ultimement l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides, la période de modélisation s'étendra du 1^{er} mai 1990 au 30 avril 2000. Le choix d'une telle période est guidé à la fois par :

La présence de mesures journalières de débits en rivière à l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour la totalité de la période.

La mesure de concentrations en rivière de pesticides (Atrazine et métalochlore) à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour les mois de juin et juillet 1996 et 1997.

Par la suite, les fichiers météorologiques sont spécifiés pour chacune des occupations du sol et chacun des tronçons. Tel que mentionné, dans le cadre de la présente application, un fichier (MOYBEAU) regroupant les moyennes des variables météorologiques requises a été appliqué sur la totalité du secteur d'étude et ce en raison des restrictions décrites précédemment. La figure suivante présente la détermination de la période de calage ainsi que l'attribution du fichier météorologique.



WinHSPF - Simulation Time and Meteorological Data

	Year	Month	Day	Hour	Minute
Start	1990	5	1	0	0
End	2000	4	30	0	0

Met Segments

Add Edit Apply

Met Seg ID	Operation
MOYBEAU	PERLND 106
MOYBEAU	PERLND 107
MOYBEAU	PERLND 108
MOYBEAU	PERLND 109
MOYBEAU	PERLND 110
MOYBEAU	RCHRES 25
MOYBEAU	RCHRES 11
MOYBEAU	RCHRES 12
MOYBEAU	RCHRES 14
MOYBEAU	RCHRES 20
MOYBEAU	RCHRES 17

OK Cancel

Figure E.10 : Période de simulation et fichiers météorologiques du modèle HSPF

Il est à noter qu'à la Figure E.10, la colonne « *Operation* » fait référence aux occupations du sol « *PERLND* » ainsi qu'aux tronçons « *RCHRES* » et les numéros additionnels sont associés au type d'occupation ou encore à un tronçon particulier.

Suite à la détermination de la période de simulation et l'attribution des fichiers météorologiques, certaines informations générales relatives aux applications du modèle HSPF doivent être indiquées.

L'utilisateur doit spécifier les applications qui seront utilisées par le modèle HSPF. La figure suivante indique la totalité des applications utilisées pour les classes d'occupation du sol présentes sur le territoire à l'étude.

OpNum	Description	AIRTFG	SNOWFG	PWATFG	SEDFG	PSTFG	PWGFG	PQALFG	MSTLFG	PESTFG	NITRFG	PHOSFG	TRACFG
101	Urbain	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
102	Paturage et foin	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
103	Cereales	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
104	Eau	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
105	Milieu humide	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
106	Sol nu	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
107	Friches	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
108	Feuillus	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
109	Conifere	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
110	Mais	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0

Table: ACTIVITY, Active sections of PERLND.
Parameter: Value of 1 indicates section TRACER is active

```

*** <PLS >           Active Sections           ***
*** x - x ATRM SNOW PWAT  SED  PSI  PWG PQAL MSTL PEST NITR PHOS TRAC ***

```

Figure E.11 : Applications utilisées pour les classes d'occupation du sol

La Figure E.11 indique les applications (valeur de 1) suivantes :

AIRTFG : correction de la température en fonction de l'altitude sur la totalité des classes d'occupations du sol.

SNOWFG : modèle d'accumulation et de fonte de neige sur la totalité des classes d'occupation du sol.

PWATER : bilan hydrique sur la totalité des classes d'occupations du sol.

SEDFG : modèle d'érosion sur les zones agricoles (pâturages et foin, céréales, sol nu et maïs).

MSTLFG : estimation des teneurs en eau des couches de sol sur la classe maïs.

PEST : modélisation du comportement détaillé des pesticides sur la classe maïs.

Dans le même sens, la figure suivante indique la totalité des applications utilisées pour les différents tronçons du bassin versant de la rivière Beaurivage.

OpNum	Description	HYDRFG	ADFG	CONSF	HTFG	SEDFG	GQALFG	OXFG	NUTFG	PLKFG	PHFG
7	Chaudière	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
10	de la rivière Beauri	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
11	de la rivière Beauri	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
12	Rouge	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
13	Beaurivage	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
14	Noire	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
15	Beaurivage	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0

Table: ACTIVITY, Active sections of RCHRES.
 Parameter: Value of 1 indicates section PHCARB is active. Value of 2 indicates section ACIDPH is active. Value of 3 indicates both sections are active.

*** RCHRES Active sections
 *** x - x HYDRFG ADFG CONSF HTFG SEDFG GQALFG OXFG NUTFG PLKFG PHFG

Figure E.12 : Applications utilisées pour chacun des tronçons.

La Figure E.12 indique les applications (valeur de 1) suivantes :

HYDRFG : modélisation du comportement hydraulique.

ADFG : modélisation de l'advection des particules entraînées présent dans chacun des tronçons.

CONSF : modèle de conservation des éléments présent dans chacun des tronçons.

SEDFG : modélisation du comportement des sédiments inorganiques.

GQALFG : modélisation du comportement d'éléments liés à la qualité de l'eau présent dans chacun des tronçons.

Il est à noter que ces applications sont utilisées sur la totalité des tronçons constituant le réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Beaurivage.

L'utilisateur doit, par la suite, spécifier les unités relatives aux fichiers d'entrée et de sortie ainsi que les paramètres décrivant la précision des données de sortie (journalier, mensuel, annuel...).

Une fois ces informations générales inscrites, il est possible de procéder à la configuration et à la paramétrisation des différentes applications. La section suivante propose une description sommaire des différentes applications ainsi que des paramètres s'y rattachant. Dans un premier temps, l'emphase sera mise sur les applications rattachées au calage hydrologique du modèle HSPF.

E.2.2. Applications liées au calage hydrologique du modèle HSPF

La présente section vise la description générale des différentes applications liées au calage hydrologique du modèle HSPF.

AIRTRFG Correction de la température en fonction de l'altitude

Cette application vise l'ajustement de la température mesurée aux stations en fonction de l'altitude moyenne du secteur occupé par la classe thématique. Cette correction est requise lorsque l'altitude de la station de mesure des températures diffère de celle du secteur visé. Seule la différence entre l'altitude de la station de mesure et celle du secteur occupé par la classe thématique doit être introduite au modèle. Dans le cadre de cette étude, il n'y a pas de différence notable en raison de l'utilisation d'un fichier de températures moyennes sur l'ensemble du bassin de la rivière Beaurivage.

SNOWFG Modèle d'accumulation et de fonte de neige

Cette application permet la modélisation et le suivi du couvert de neige. Il considère donc la chute, l'accumulation et la fonte de la neige. Cette application ne peut être omise pour des régions où le bilan hydrique annuel est influencé par la présence d'un couvert de neige occasionnant des crues printanières importantes.

Le module SNOWFG fait appel aux données météorologiques pour la détermination de précipitations solides ou liquides, pour la modélisation du bilan énergétique du couvert de neige et la détermination de l'influence des flux de chaleur sur ce dernier. Le modèle HSPF permet la prise en compte du couvert nival selon deux méthodes.

La première se base sur une approche de bilan d'énergie fondée sur les travaux menés par *Corps of Engineers* (1956), Anderson et Crawford (1964) et Anderson (1968). Cette méthode requière bon nombre de données météorologiques (rayonnement solaire, humidité, couverture nuageuse) qui ne sont pas disponibles sur le présent secteur d'étude. Par conséquent cette méthode ne peut être envisagée.

La seconde méthode se base sur une approche empirique de degré-jour. Cette méthode prend en compte la plupart des processus décrits, toutefois, la fonte de neige résultante des échanges

d'énergie thermique entre l'atmosphère et la surface du couvert nival est calculée à partir de la température de l'air et d'un facteur empirique de degré-jour. Cette approche limite le nombre de données météorologiques requises aux températures et précipitations.

Les principales étapes du modèle sont les suivantes :

La détermination du type de précipitations en fonction de la température et d'un seuil proposé par l'utilisateur correspondant au passage pluie neige.

Calcul du bilan énergétique du couvert de neige en réponse aux différents échanges calorifiques :

Rayonnement total net (rayonnement de courtes et grandes longueurs d'ondes)

Convection de chaleur sensible à l'interface neige-atmosphère

Transfert de chaleur latente à l'interface neige-atmosphère

Transfert de chaleur sensible et latente entre la pluie et le couvert de neige

Conduction de chaleur à l'interface neige-sol.

Il est à noter que l'approche d'indice de température regroupe les trois premiers termes précédents sous un facteur empirique unique de degré-jour.

Compaction du couvert de neige

Prise en compte des couches de glace présentes dans le couvert de neige.

Fonte et ruissellement à la base du couvert de neige.

Dans le cadre de l'étude actuelle, l'approche degré-jour est favorisée en raison des données météorologiques disponibles. Les principaux paramètres spécifiés au modèle par l'utilisateur pour la modélisation du couvert de neige sont présentés au tableau suivant :

Tableau E.2 : Description des paramètres de l'application SNOWFG

Nom	Description	Unité	Valeurs		
			Défaut	Min	Max
SNOWCF	Facteur multiplicatif des précipitations pour paliers à la faible captation de la neige	-	-	1.00	100.0
COVIND	L'équivalent en eau du couvert de neige correspondant à un seuil de couverture à 100% par la neige de classe d'occupation du sol	Po	-	0.01	-
KMELT	Coefficient de degré-jour	Po/jr °F	0.0	0	-
TBASE	Seuil de température d'application du facteur de degré-jour	°F	32.0	0	60
RDCNS	Densité de la neige fraîche en fonction de celle de l'eau	-	0.15	0.01	1.0
TSNOW	Seuil de température pour le passage de précipitations liquides à solides	°F	32.0	30	40
MWATER	Teneur en eau maximale du couvert de neige	-	0.03	0.0	1.0
MGMELT	Taux de fonte maximale occasionnée par le transfert de chaleur entre le sol et le couvert de neige	Po/jr	0.01	0.0	1.0
AGWETP	Captage des eaux souterraines par la végétation	-	-	0.03	0.05

Il est à noter que le modèle HSPF fonctionne normalement dans le système d'unité anglais d'où Po pour pouces et Pi pour pieds.

Également, l'utilisateur doit entrer chacun de ces paramètres et ce pour chacune des classes d'occupation du sol. Dans le contexte actuel, les paramètres inscrits au modèle HSPF découlent d'études semblables comportant des occupations du sol similaires (BASINS Technical note 6 2000).

PWATER Bilan hydrique sur la classe d'occupation du sol

L'application PWATER est utilisée pour le calcul des composantes du bilan hydrique afin de déterminer l'écoulement total provenant de la classe d'occupation du sol. Cette application est déterminante pour les étapes subséquentes notamment l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides.

Les différents processus pris en compte par le bilan hydrique sont basés sur les travaux originaux menés sur le « *Stanford Watershed Model IV* » (Crawford et Lindsley, 1966). Les

équations utilisées par l'application PWATER sont pratiquement identiques à celles intégrées aux modèles PTR (Crawford et Donigian, 1973), HSP (Hydrocomp, 1976) et les modèles ARM et NPS (Donigian et Crawford, 1976).

Les données météorologiques requises par cette application sont la température, les précipitations et l'évapotranspiration potentielle.

L'approche globale de cette application est décrite aux points suivants.

Dans un premier temps, les précipitations et l'eau de fonte du couvert de neige sont prises en compte et ajoutées à la classe d'occupation du sol. Ces eaux sont alors sujettes à l'interception par la végétation au dessus du sol. La portion restante est introduite à la surface du sol et peut être infiltrée ou encore contribuer au ruissellement de surface. Les eaux infiltrées sont dirigées vers les horizons inférieurs du sol ainsi que les aquifères actifs. Les eaux de surface sont quant à elles soit stockées dans les horizons de surfaces, soit incorporées au ruissellement de surface, soit stocké dans les horizons supérieurs (compris entre la surface et les horizons inférieurs).

Les eaux qui s'infiltrent à travers les horizons de surface peuvent être stockées dans les horizons inférieurs, contribuer à l'écoulement de la nappe phréatique ou encore être perdues par percolation profonde vers des aquifères inactifs. L'écoulement de la nappe phréatique s'apparente aux débits de base en rivière lors de période d'étiage.

L'application PWATER prend également en compte les écoulements latéraux dans chacun des horizons du sol ainsi que l'écoulement latéral de la nappe phréatique.

Il faut noter également que non seulement l'écoulement mais également le stockage des eaux constitue un élément primordial dans l'évaluation du bilan hydrique. L'application PWATER prend en compte la capacité de stockage des horizons du sol en terme de capacité nominale plutôt qu'absolue. Cette prise en compte permet d'éviter les changements abrupts pouvant survenir lors de l'atteinte de la capacité absolue. L'usage de capacités nominales favorise des transitions moins marquées dans la performance hydrologique du modèle en réponse à la fluctuation de la teneur en eau du sol. Le stockage affecte également les pertes en eaux dues à l'évapotranspiration.

Les écoulements et le stockage des eaux sont aussi très importants dans la transformation et le transport d'éléments chimiques. En effet la teneur en eau du sol affecte l'adsorption et la transformation des pesticides et nutriments.

En raison de cette importance, il est pertinent de présenter une description plus élaborée de l'application PWATER.

Interception

Ce module vise le calcul de l'interception par la végétation des précipitations sur la classe d'occupation du sol. L'utilisateur doit donc indiquer la capacité d'interception de la végétation présente sur la classe d'occupation du sol. Cette capacité peut être déterminée de façon mensuelle notamment lors de cultures saisonnières sur des zones agricoles ou encore lors de l'évolution de la couverture foliaire en présence de forêts ou de friches arbustives.

Distribution des eaux disponibles pour l'infiltration et l'écoulement

Ce module détermine l'avenir des eaux à la surface du sol. Celles-ci peuvent être infiltrées, acheminées dans les différentes zones de stockages, être retenues à la surface ou encore contribuées au ruissellement.

Les algorithmes d'infiltration représentent simultanément la variation continue du taux d'infiltration en fonction de la teneur en eau du sol et de la variation d'infiltration sur la classe d'occupation du sol. Ceux-ci sont basés sur les travaux de Philips (1957).

Il est à noter que la capacité d'infiltration d'un sol est fonction de caractéristiques fixes et variables du bassin versant. Les caractéristiques fixes incluent la perméabilité du sol, sa longueur et sa pente, alors que les caractéristiques variables sont les conditions à la surface du sol ainsi que sa teneur en eau. Ces caractéristiques peuvent présenter des variations spatiales sur le secteur à l'étude.

Selon la capacité d'infiltration, ce module détermine l'avenir des eaux de surfaces. Ainsi le module évalue la quantité d'eau qui sera infiltrée dans les horizons inférieurs de sol ou encore disponible pour l'écoulement potentiel direct; c'est-à-dire stockée dans les horizons supérieurs ou contribuant à l'écoulement latéral et au ruissellement. Par la suite, le module évalue plus précisément la quantité d'eau disponible pour l'écoulement potentiel de surface ou ruissellement.

Infiltration vers les horizons supérieurs du sol

Ce module procède à la détermination de la quantité d'eau infiltrée vers les horizons supérieurs du sol en présence d'eau disponible pour l'écoulement potentiel direct. Ces eaux infiltrées sont donc retenues par les horizons supérieurs du sol.

Écoulement de surface ou ruissellement

Ce module a pour but de déterminer la quantité d'eau écoulee en un intervalle de simulation par rapport à la quantité totale d'eau disponible pour l'écoulement potentiel de surface.

L'écoulement de surface est décrit par des processus de flux turbulents. Il est simulé par selon les équations de Chezy-Manning et une expression empirique liant la quantité d'eau stockée à celle écoulée. Ces équations sont liées au coefficient de Manning ainsi qu'à la longueur et à la pente de la surface d'écoulement de la classe d'occupation du sol.

Écoulement latéral des horizons supérieurs du sol

L'écoulement latéral des horizons supérieurs du sol peut avoir une grande importance sur les hydrogrammes d'évènements orageux. L'ajout d'eau à l'écoulement latéral peut être stocké ou encore directement contribué à l'écoulement. La recharge de cet écoulement provient de l'infiltration de surface ou encore du ruissellement latéral dans sol situé en amont. Ce module vise le calcul de l'écoulement latéral ainsi que de sa recharge.

Comportement des horizons supérieurs du sol

Ce module permet le calcul de la percolation des eaux présentes dans les horizons supérieurs du sol. Celles non percolées sont alors disponibles pour l'évapotranspiration.

Dans un premier temps, les eaux d'écoulement latéral sont ajoutées à celles stockées dans les horizons supérieurs afin de déterminer la quantité totale d'eau pouvant être percolée. Cette quantité est dépendante de la capacité nominale des horizons supérieurs du sol.

Comportement des horizons inférieurs du sol

Ce module permet le calcul de la quantité d'eau d'infiltration et de percolation atteignant les horizons inférieurs du sol. Les eaux atteignant les horizons inférieurs du sol proviennent de l'infiltration et de la percolation de l'eau des horizons supérieurs du sol ainsi que de l'écoulement latéral dans les horizons inférieurs. Leurs quantités dépendent de la capacité nominale des horizons inférieurs du sol. Il est à noter que la portion restante des eaux d'infiltration et de percolation est dirigée vers les aquifères actifs.

Comportement des eaux souterraines

Ce module vise la détermination de la quantité d'eau, ajoutée aux eaux souterraines, qui sont par la suite perdues dans des aquifères profonds ou inactifs ou encore contribuant à l'écoulement de base des eaux souterraines.

La fraction perdue est déterminée en fonction d'un paramètre déterminant la quantité d'eau ajoutée aux aquifères inactifs. Dans le cadre de cette étude, ce paramètre est fixé à 0 puisqu'il est jugé raisonnable d'affirmer qu'aucune fraction de l'eau n'est perdue en raison du niveau de la nappe phréatique et de sa contribution à l'écoulement de base en rivière.

La portion restante combinée à l'écoulement latéral constitue la quantité totale d'eau ajoutée aux aquifères actifs.

Le calcul de l'écoulement de base, des eaux souterraines, est basé sur un modèle assez simple. Celui-ci indique que la décharge d'un aquifère est proportionnelle au produit de la surface de la section transversale et du gradient d'énergie de l'écoulement. Cet écoulement est déterminé par le taux de récession et de recharge des aquifères actifs.

Evapotranspiration

Ce module modélise l'évaporation et l'évapotranspiration pour chacune des zones décrivant les classes d'occupation du sol. Dans un premier temps le modèle doit recevoir une estimation de l'évapotranspiration potentielle, par la suite le modèle procède au calcul de l'évapotranspiration réelle en fonction de la valeur potentielle et de l'eau présente dans le sol. L'évapotranspiration réelle est calculée à partir de 5 sources différentes :

L'évapotranspiration de la végétation ripicole qui capte une certaine quantité de l'écoulement des eaux souterraines atteignant les cours d'eau.

L'évapotranspiration de la végétation à partir de la quantité d'eau interceptée

L'évapotranspiration basée sur le captage par la végétation des eaux stockées en quantité suffisante dans les horizons supérieurs du sol

L'évapotranspiration basée sur le captage par la végétation des eaux souterraines.

L'évapotranspiration basée sur le captage par la végétation des eaux stockées dans les horizons inférieurs du sol. Ce type d'évapotranspiration est plus important que celle impliquant d'autres horizons du sol. Celle-ci varie selon le type de végétation, la profondeur racinaire, la densité du couvert végétal et le stade de développement des plantes observées.

Pour l'ensemble des modules décrit précédemment, l'utilisateur est appelé à indiquer certains paramètres précis de l'application PWATER. Ces paramètres doivent être spécifiés pour chacune des occupations du sol. Le tableau suivant présente une description des paramètres relatifs à l'application PWATER

Tableau E.3 : Description des paramètres de l'application PWATER

Nom	Description	Unité	Valeurs			
			Typique		Possible	
			Min	Max	Min	Max
FOREST	Fraction de forêts de conifères	-	0.00	0.50	0.0	0.95
LZSN	Capacité nominale de stockage des horizons inférieurs du sol	Po	3.0	8.0	2.0	15.0
INFILT	Indice de la capacité d'infiltration du sol	Po/hr	0.01	0.25	0.001	0.50
LSUR	Longueur de la surface d'écoulement	Pi	200	500	100	700
SLSUR	Pente de la surface d'écoulement	Pi/Pi	0.01	0.15	0.001	0.30
KVARY	Variable de récession des eaux souterraines	1/Po	0.0	3.0	0.0	5.0
AGWRC	Taux de récession des eaux souterraines	-	0.92	0.99	0.85	0.999
BASETP	Captage des eaux souterraines par la végétation riparienne	-	0.0	0.05	0.0	0.20
AGWETP	Captage des eaux souterraines par la végétation	-	0.0	0.05	0.0	0.20
CEPSC	Capacité d'interception par la végétation	Po	0.03	0.2	0.01	0.40
UZSN	Capacité nominale de stockage des horizons supérieurs du sol	Po	0.10	1.0	0.05	2.0
NSUR	Coefficient de Manning de la surface du sol	-	0.15	0.35	0.05	0.50
INTFW	Paramètre de recharge de l'écoulement latéral	-	1.0	3.0	1.0	10.0
IRC	Taux de récession de l'écoulement latéral	-	0.5	0.7	0.3	0.85
LZETP	Captage par la végétation des eaux stockées dans les horizons inférieurs du sol	-	0.2	0.7	0.1	0.9

Il est à noter que le modèle HSPF fonctionne normalement dans le système d'unité anglais d'où Po pour pouces et Pi pour pieds.

Dans le cadre de l'étude actuelle, certains de ces paramètres présentent des valeurs mensuelles en raison de la présence de forêts et de secteurs agricoles. Ces paramètres sont la capacité d'interception (CEPSC), la capacité de stockage des horizons supérieurs du sol (UZSN), le coefficient de Manning de la surface du sol (NSUR) ainsi que le captage par la végétation des eaux stockées dans les horizons inférieurs du sol (LZETP).

Les valeurs attribuées pour chacune des classes d'occupations du sol s'inscrivent dans la plage de valeurs typiques (BASINS Technical note 6 2000) et s'inspirent également de l'application du modèle GIBSI (HYDROTEL) sur le bassin versant de la rivière Beaurivage.

Certaines couches d'informations peuvent être ajoutées à l'application PWATER. Ces couches représentent les caractéristiques des différents horizons du sol, les caractéristiques des cultures ainsi que l'irrigation du sol en fonction de la demande en eau par les pratiques agricoles ou la végétation présente sur le bassin versant.

De façon plus détaillée, l'utilisateur doit indiquer au modèle les caractéristiques des trois horizons du sol considérés par l'application PWATER. Ces caractéristiques proviennent essentiellement du modèle GIBSI pour lequel les occupations du sol sont identiques. Le Tableau E.4 présente l'ensemble de ces paramètres.

Tableau E.4 : Description des paramètres descriptifs des horizons du sol

Nom	Description	Unité	Valeurs		
			Défaut	Min	Max
DSURF	Profondeur de l'horizon de surface	Po	-	0.001	1000
DUPPER	Profondeur de l'horizon supérieur (sous la surface)	Po	-	0.001	1000
DLOWER	Profondeur de l'horizon inférieur	Po	-	0.001	1000
DGRNDW	Profondeur de la nappe phréatique	Po	-	0.001	1000
BDSURF	Densité sèche de l'horizon de surface	Lb/Pi ³	103	0.001	0.30
BDUPPR	Densité sèche de l'horizon de supérieur (sous la surface)	Lb/Pi ³	103	0.0	5.0
BDLOWR	Densité sèche de l'horizon inférieur	Lb/Pi ³	103	0.85	0.999
BDGRDW	Densité sèche de l'horizon au niveau de la nappe phréatique	Lb/Pi ³	103	0.0	0.20
SWILTP	Point de flétrissement de l'horizon de surface	-	0.0	0.0	1.0
UWILTP	Point de flétrissement de l'horizon supérieur (sous la surface)	-	0.0	0.0	1.0
LWILTP	Point de flétrissement de l'horizon inférieur	-	0.0	0.0	1.0
AWILTP	Point de flétrissement de l'horizon au niveau de la nappe phréatique	-	0.0	0.0	1.0
SFDCAP	Capacité au champ de l'horizon de surface	-	0.0	0.0	1.0
UFDCAP	Capacité au champ de l'horizon supérieur (sous la surface)	-	0.0	0.0	1.0
LFDCAP	Capacité aux champs de l'horizon inférieur	-	0.0	0.0	1.0
AFDCAP	Capacité au champ de l'horizon au niveau de la nappe phréatique	-	0.0	0.0	1.0

Pour le bassin versant de la rivière Beauvillage, les valeurs descriptives des horizons du sol sont déterminées pour chacune des occupations du sol selon les bases de données utilisées par le modèle GIBSI. Plus précisément, ces valeurs sont décrites aux points suivants :

Les profondeurs des horizons de surface, supérieur, inférieur sont de 2.46, 6.20 et 70.08 pouces pour l'ensemble des occupations du sol alors que la profondeur de la nappe phréatique varie de 16 à 60 pouces en fonction des classes thématiques.

Les densités sèches varient de 67 à 74 lb/ft³ pour les horizons de surfaces et 88 à 90 lb/ft³ pour les horizons supérieur, inférieur et au niveau de la nappe phréatique.

Les points de flétrissement varient de 0.103 à 0.111 pour les horizons de surface, supérieur, inférieur et au niveau de la nappe phréatique.

Les capacités aux champs varient de 0.235 à 0.253 pour les horizons de surface, supérieur, inférieur et au niveau de la nappe phréatique.

Par la suite, l'utilisateur doit indiquer au modèle les paramètres descriptifs des différentes cultures associées aux classes d'occupations agricoles (pâturages et foin, céréales et Maïs). Ces paramètres sont présentés au Tableau E.5. Il est à noter que l'évolution des cultures est divisée en quatre stades de croissance.

Tableau E.5 : Description des paramètres descriptifs des cultures

Nom	Description	Unité	Valeurs		
			Défaut	Min	Max
NCRP	Nombre de récolte par année	-	1	1	3
PMOM(C)	Mois de semence des cultures (1), (2) et (3)	-	1	1	12
PDAY(C)	Jour de la semence dans le mois	-	1	1	31
HMON(C)	Mois de la récolte des cultures	-	1	1	12
HDAY(C)	Jour de la récolte dans le mois	-	1	1	31
CRPST(S)	Fraction de la durée des cultures associée à chaque stade de croissance des cultures (1), (2), (3) et (4)	-	0	0.0	1.0
CRAWD(S)	Fraction d'épuisement de la quantité d'eau dans le sol ne nuisant pas au rendement de chaque stade de croissance des cultures (1), (2), (3) et (4)	-	0	0.0	1.0
CRRDPI	Profondeur racinaire des cultures lors de la semence	Po	0	0.0	-
CRRDPF	Profondeur racinaire des cultures lors de la récolte	Po	0	0.0	-

Dans le contexte actuel, les valeurs des paramètres descriptifs relatifs aux cultures sont déterminées selon celles utilisées par le modèle GIBSI ainsi que des valeurs utilisées dans des études similaires comportant des occupations du sol semblables. Les tableaux suivants présentent les valeurs des paramètres associés aux différentes cultures.

Tableau E.6 : Description du nombre et des dates des cultures

Classe	Paramètres						
	NCRP	PMON	PDAY	HMON	HDAY	CRRDPI	CRRDPF
Pâturages et foin	1	5	16	6	12	30	30
	2	6	13	7	20	30	30
	3	7	21	9	1	30	30
Céréales	1	5	24	8	1	0	36
Maïs	1	5	14	9	1	0	40

Tableau E.7 : Fraction de la durée des cultures pour chaque stade de croissance

Classe	Paramètres			
	CRPST1	CRPST2	CRPST3	CRPST4
Pâturages et foin	0.50	0.30	0.150	0.050
Céréales	0.22	0.34	0.38	0.06
Maïs	0.30	0.31	0.32	0.07

Tableau E.8 : Fraction d'épuisement de la quantité d'eau ne contrevenant au rendement de chaque stade de croissance

Classe	Paramètres			
	CRAWD1	CRAWD2	CRAWD3	CRAWD4
Pâturages et foin	0.40	0.47	0.53	0.60
Céréales	0.50	0.53	0.63	0.70
Maïs	0.40	0.47	0.53	0.60

Il est à noter que le modèle HSPF ne permet pas la rotation de cultures ainsi que la distribution des semences et récoltes sur plusieurs jours de façon directe et représentative de la réalité terrain. De telles actions doivent être programmées dans un contexte spécial qui nécessite un investissement de temps non négligeable. Par conséquent, dans le contexte actuel, il est jugé raisonnable d'appliquer des dates de semences et récoltes fixes tout en répétant les mêmes pratiques agricoles pour chaque saison estivale.

En présence de classes de végétation ou de pratiques culturales, l'utilisateur doit indiquer à l'application PWATER les différents paramètres décrivant l'irrigation du sol qui présente trois fonctions distinctes.

Calculer la demande en eau de la classe d'occupation du sol

Déterminer la source d'eau destinée à combler la demande en eau

Appliquer cette demande en eau aux différentes sources de stockage (horizons du sol, interception)

Pour le bassin versant de la rivière Beurivage, la demande en eau est calculée à partir de la quantité d'eau requise par le système racinaire de la végétation de la classe d'occupation du sol. Cette quantité est déterminée par fraction d'épuisement de la quantité d'eau ne nuisant pas au rendement de la croissance des cultures (pâturages et foin, céréales, maïs) ou du type de végétation (friche, milieux humide, conifères, feuillus). Un bilan hydrique est ensuite calculé entre la quantité d'eau présente dans l'horizon du sol correspondant à la profondeur racinaire et la demande en eau par la végétation. Il est à noter que le module d'irrigation permet le redressement de la nappe phréatique par capillarité.

Ainsi l'eau nécessaire à la croissance des plantes est prélevée à même l'eau stockée dans les différents horizons du sol ou encore à même les aquifères actifs.

Les paramètres déterminants du module d'irrigation sont donc la capacité au champ (FDCAP) et le point de flétrissement (WILT_P) de l'horizon du sol ainsi que la profondeur racinaire (CRRDP) et la fraction de d'épuisement de la quantité d'eau ne contrevenant pas à la croissance des plantes (CRAWD). Le module d'irrigation détermine donc la quantité d'eau prélevée par la végétation en fonction de la quantité d'eau disponible dans les horizons du sol en relation avec la profondeur des racines.

Les paramètres liés au module d'irrigation sont grandement décrits précédemment pour les horizons du sol et les cultures. L'utilisateur est donc appelé à indiquer au modèle la source d'irrigation, par exemple les horizons du sol dans le cas présent. Également l'utilisateur doit établir l'importance et la priorité relative de chacun des horizons du sol comme source d'approvisionnement. La fraction de classe d'occupation du sol irriguée ainsi que l'efficacité de l'irrigation sont aussi des paramètres d'entrée du module. Finalement la profondeur racinaire et la fraction d'épuisement de la quantité d'eau ne nuisant pas à la croissance de la végétation doivent être inscrites au module pour les classes d'occupation non agricole et présentant une couverture végétale suffisante.

Dans la cadre actuel, les horizons supérieurs, inférieurs ainsi que les aquifères actifs ont été priorisés comme sources d'irrigation. Les superficies irriguées et l'efficacité de l'irrigation pour chacune des classes visées présentent des valeurs semblables comprises entre 0.90 et 0.95 (1 étant 100% de superficie et 100% d'efficacité). Pour les classes non agricoles (milieu humide, friches, confères et feuillus), les profondeurs racinaires sont comprises entre 16 et 30 pouces. Finalement pour ces mêmes classes d'occupation, les fractions d'épuisement de la quantité d'eau ne contrevenant pas à la croissance de la végétation ont été inscrites pour chaque mois. Les valeurs pour les classes milieu humide, friches, feuillus et conifère varient de 1.0 pour la période hivernale à 0.7 pour la période estivale.

RCHRES Module d'écoulement en rivière

Ce module permet la simulation des processus relatifs aux composantes d'écoulement en rivière. Ce module considère l'écoulement et le suivie des composantes entre la charge et l'exutoire de chaque tronçon drainant chacun des sous bassins du secteur à l'étude.

L'écoulement en rivière est considéré unidirectionnel entre le point d'entrée et la sortie. De plus, l'intégration des flux décrivant les précipitations et l'évaporation sont également considérés dans le bilan hydrique calculé sur chaque tronçon. Afin de procéder au calage

hydrologique du modèle, l'utilisateur doit activer l'application HYDRFG pour chacun des tronçons du bassin versant.

HYDRFG Comportement hydraulique

Cette application vise la modélisation des processus hydraulique observés sur chaque tronçon afin de déterminer les écoulements en rivière ainsi que le comportement d'éléments dissouts dans l'eau (ex. fraction dissoute de pesticides).

Pour chaque tronçon, les eaux provenant du ruissellement de surface, de l'écoulement latéral des horizons supérieurs et inférieurs ainsi que de l'écoulement latéral de la nappe phréatique sont introduites en un point d'entrée (INFLO). Par la suite, l'eau et les éléments transportés sont acheminés vers la sortie du tronçon (OFLO). L'utilisateur peut spécifier la présence de précipitations et d'évapotranspiration en attribuant les fichiers météorologiques correspondants aux différents tronçons. Dans le cas présent, tel que décrit précédemment, des fichiers de températures, précipitations et évapotranspirations potentielles sont attribués à chacun des tronçons. Ceux-ci représentent la moyenne des données météorologiques sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beaurivage.

Il est à noter que lors de l'intégration du bassin versant de la rivière Beaurivage au modèle HSPF, bon nombre de paramètres sont calculé par le modèle source BASINS. Ces paramètres sont notamment, la longueur du cours d'eau et la différence entre la hauteur d'eau au point d'entrée et celle à la sortie du tronçon.

De plus, le modèle HSPF établit pour chaque tronçon la relation entre la profondeur et le débit à la sortie du tronçon. Cette relation découle premièrement du calcul de la surface longitudinale du cours d'eau selon la longueur et la largeur correspondante à la hauteur d'eau : deuxièmement, du calcul de la surface transversale basé sur la hauteur d'eau et la géométrie du tronçon ; finalement du calcul du volume d'eau présent dans le tronçon et du débit résultant pour un intervalle défini. Il est à noter que la géométrie transversale de chacun des tronçons est déterminée par le modèle HSPF selon une configuration typique préétablie. Par conséquent, l'utilisateur n'est pas contraint de définir la géométrie transversale de chacun des tronçons. Dans le cadre de cette étude, aucune modification n'a été apportée à la géométrie d'écoulement des cours d'eau. Toutefois, le modèle HSPF permet la configuration de la géométrie des cours d'eau selon les besoins de l'utilisateur.

Suite à la configuration des modules rattachés aux différentes classes d'occupation du sol et de l'ensemble des tronçons, l'utilisateur est en mesure de lancer le modèle et de procéder au calage hydrologique sur le bassin versant.

Tel que mentionné, la période de simulation hydrologique s'étend du 1^{er} mai 1990 au 30 avril 2000. Cette période est divisée en deux plages de durées identiques, la première servant au calage du modèle et la seconde servant à la validation de la calibration.

Afin de procéder à la description de la calibration du modèle, la période comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 1991 sera utilisé pour imagés les étapes du calage hydrologique.

La Figure E.13 et la Figure E.14 présentent la comparaison entre les débits simulés initialement et mesurés à l'exutoire de la rivière Beurivage (Station #5 Beurivage à St-Etienne).

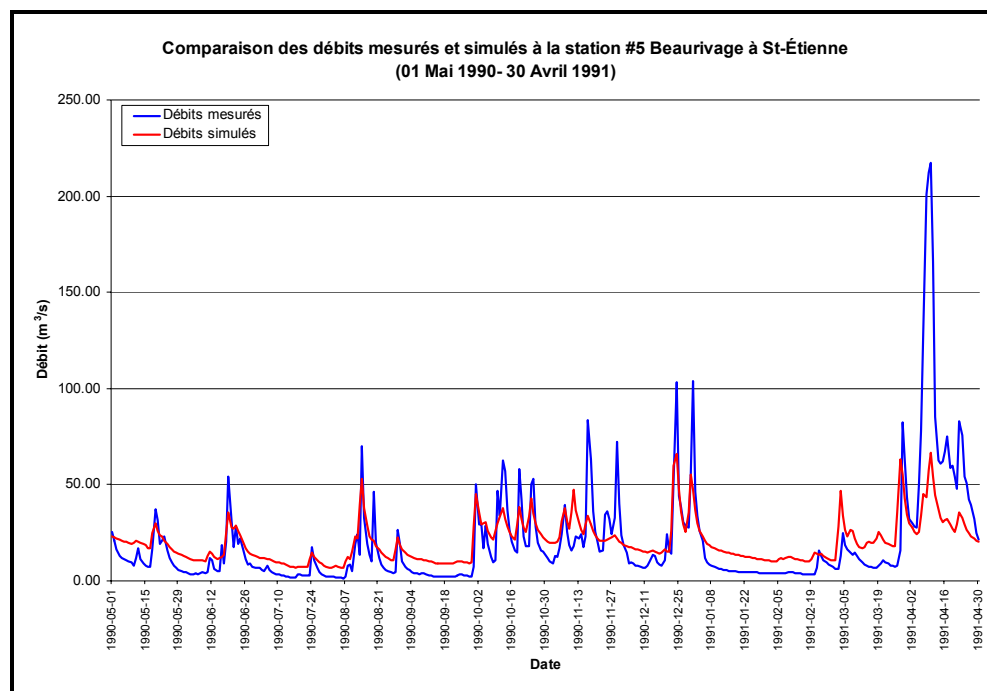


Figure E.13 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)

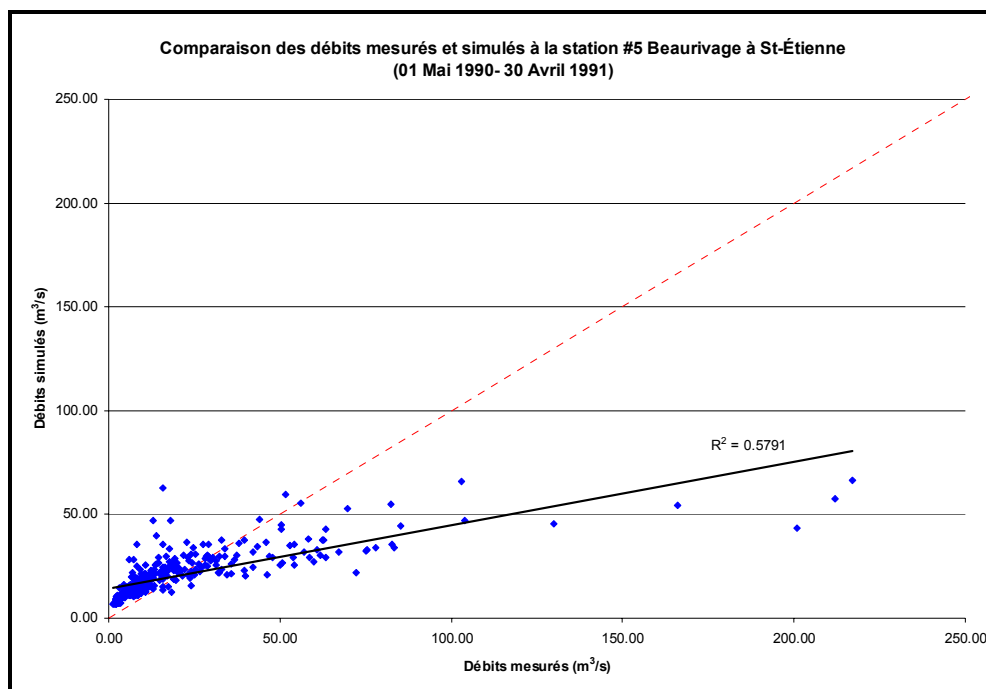


Figure E.14 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)

Les deux figures précédentes démontrent clairement certaines difficultés du modèle HSPF à simuler les débits à l'exutoire de la rivière Beurivage. Pour faciliter le calage du modèle il est également pertinent d'ajouter des graphiques similaires pour les périodes estivales d'étiage comprise entre le 1^{er} juin et le 30 septembre ainsi lors d'évènements pour les lesquels les débits observés sont supérieurs au débit de récurrence

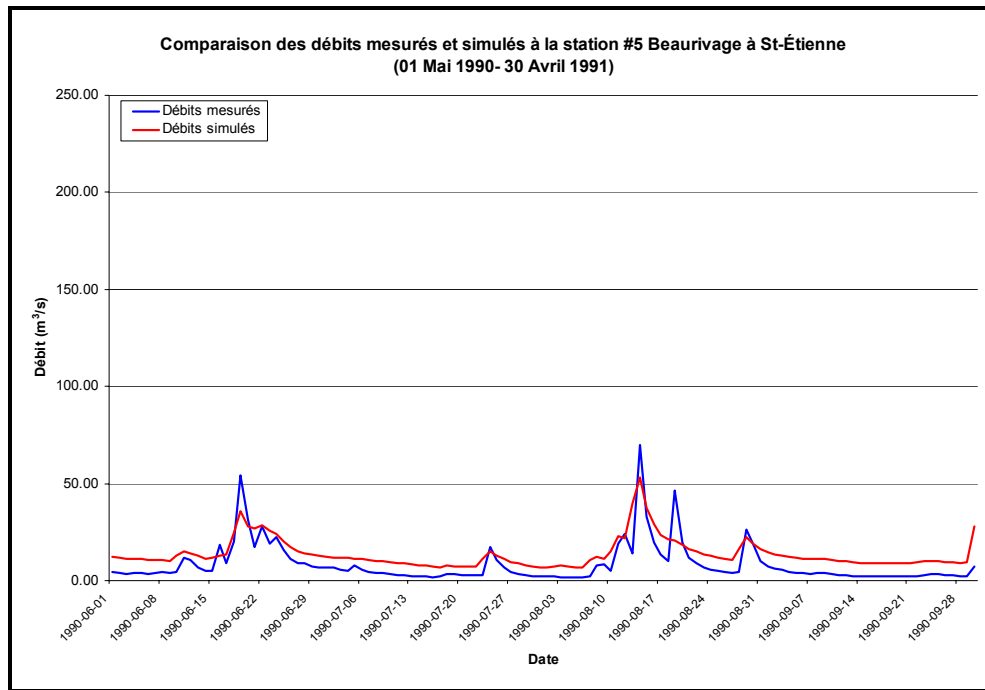


Figure E.15 : Comparaison des débits d'été simulés et mesurés

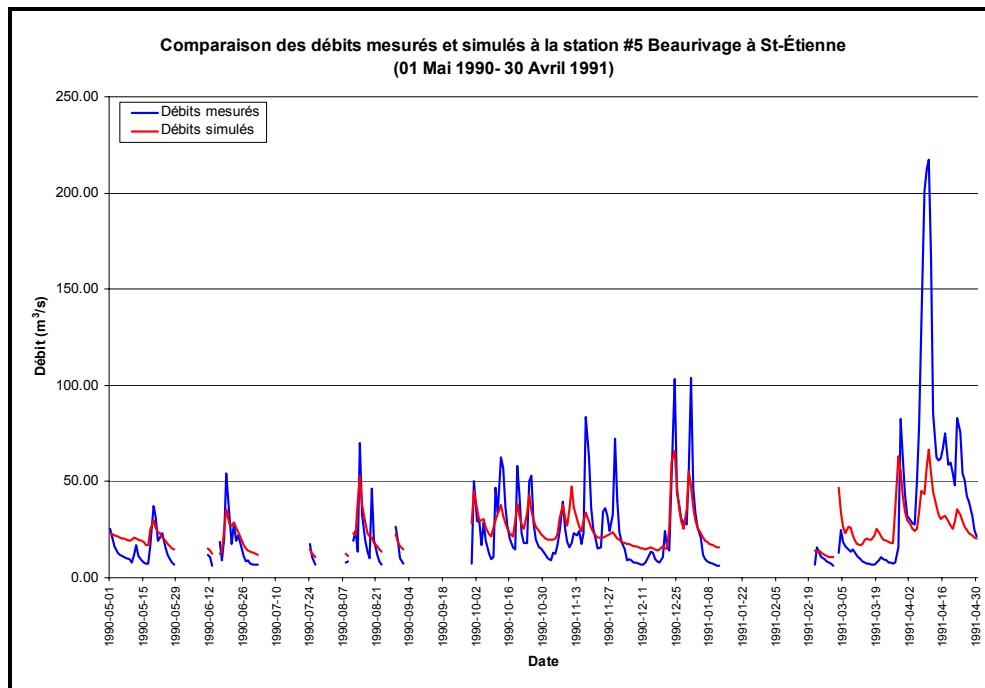


Figure E.16 : Comparaison des débits (50% de récurrence) simulés et mesurés

À l'aide des graphiques précédents, il est possible de faire les observations suivantes :

Lors des périodes d'étiage, auxquelles correspondent les débits de base, le modèle HSPF surestime systématiquement les débits mesurés (Figure E.15).

Inversement, le modèle sousstime systématiquement les débits supérieurs au débit de récurrence journalière de 50% (Figure E.16).

Certains événements mesurés ne sont pas simulés ce qui se traduit par l'absence de pointes de crues lors de date précise. L'absence de telles crues peut être liée à l'inexistence ou à une quantité trop faible de précipitations introduites dans le modèle en raison de l'utilisation de valeurs moyennes de précipitations sur l'ensemble du bassin versant occasionnée par les limites même du modèle HSPF.

Un amortissement trop étendu des crues lors de période pluvieuse tel les mois de septembre et octobre.

L'occurrence de crues printanières trop hâtives associées à une fonte du couvert de neige trop rapide.

De telles observations s'appliquent pour l'ensemble de la période de calage comprise entre le 1 mai 1990 et le 30 avril 1995.

Pour permettre le calage du modèle sur la période correspondante, certains paramètres statistiques constituent des indicateurs pertinents pour l'évaluation de la qualité des simulations produites par le modèle (Singh *et al.*, 2004). Ces paramètres sont entre autres :

Les erreurs absolues et relatives sur les débits moyens journaliers, mensuels et annuels

Les erreurs absolues et relatives sur les charges ou lames d'eau journalières, mensuelles et annuelles. Il est à noter que la lame d'eau annuelle correspond au ratio entre le nombre de mètre cube annuel et la superficie du bassin versant (6733.3 km²).

Le coefficient de Nash-Stutcliffe entre les débits journaliers (ou mensuels) mesurés et simulés

Le coefficient de corrélation entre les débits journaliers (ou mensuels) mesurés et simulés

La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) entre les débits journaliers (ou mensuels) mesurés et simulés

Le tableau suivant présente les différents paramètres statistiques pertinents pour la période de calage.

Tableau E.9 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de calage

Paramètre statistique	Unité	Année					Global 90-95
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	19.34	10.77	10.70	13.61	14.68	13.82
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	20.14	12.72	13.98	18.02	17.36	16.44
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	902.95	504.48	499.73	635.48	685.62	645.65
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	940.60	595.83	652.63	841.29	810.48	768.17
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	0.81	1.95	3.27	4.41	2.67	2.62
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	4.17	18.11	30.60	32.39	18.21	20.69
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	37.65	91.34	152.90	205.81	124.86	122.51
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	95.74	179.95	201.97	137.94	119.06	146.93
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.45	0.46	0.52	0.46	0.48	0.47
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.58	0.55	0.64	0.60	0.53	0.58
RMSE	-	1.06	0.70	0.76	0.78	0.68	0.80

Le tableau précédent peut être repris pour la période d'été contribuant au calage des écoulements de base. Cette période tient également un rôle important dans l'évaluation environnementale de pollution par les pesticides. En effet, cette période est caractérisée par la présence de pratiques culturales sur différentes classes d'occupations du sol.

Tableau E.10 : Paramètres statistiques pour les périodes d'étiages de calage

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	90-95
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	8.24	1.63	4.94	7.21	11.46	6.69
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	13.57	6.48	10.52	13.07	16.37	12.00
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	128.60	25.40	77.11	112.49	178.83	104.48
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	211.83	101.20	164.24	203.99	255.44	187.34
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	5.33	4.86	5.58	5.86	4.91	5.31
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	64.73	298.48	113.01	81.34	42.84	120.08
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	83.24	75.80	87.14	91.50	76.61	82.86
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	156.96	389.20	241.46	168.36	114.18	214.03
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.45	-8.87	0.10	-0.09	0.50	-1.58
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	8.24	1.63	4.94	7.21	11.46	6.69
RMSE	-	13.57	6.48	10.52	13.07	16.37	12.00

De façon générale, les paramètres décrivent assez bien les observations énoncées précédemment. De plus, les valeurs des coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation sont relativement faibles soulignant les erreurs entre les débits simulés et mesurés.

Lors du calage hydrologique d'un modèle, il ne peut être envisageable de modifier la totalité des paramètres. Ainsi certains ont un rôle plus important et doivent être ajustés afin de permettre au modèle de mieux représenter les débits mesurés.

Pour le modèle HSPF, un nombre de paramètres ont été mis en évidence par les auteurs quant à leur rôle précis tant sur le bilan annuel que sur les écoulements de surface et de base. Ces paramètres sont décrits ci-dessous en fonction de leur implication sur le bilan hydrologique.

Bilan hydrique annuel

LZSN : Capacité nominale de stockage des horizons inférieurs du sol.

La capacité nominale de stockage des horizons inférieur du sol permet d'emmagasiner un certain volume d'eau contribuant au débit de base lors des périodes estivales et hivernales d'étiage.

LZETP : Captage par la végétation des eaux stockées dans les horizons inférieurs du sol.

Le captage des eaux stockées dans les horizons inférieurs par la végétation intervient dans l'évapotranspiration des horizons inférieurs du sol qui constituent la zone d'emmagasinement primaire. Les eaux ainsi prélevées par la végétation contribuent à l'évapotranspiration des horizons inférieurs limitant leurs disponibilités pour les écoulements de base.

INFILT : Indice de la capacité d'infiltration du sol.

L'indice d'infiltration constitue le paramètre directeur contrôlant la disponibilité des eaux présentes dans les horizons du sol. Ce paramètre contrôle donc la répartition des précipitations entre les écoulements de surface et les écoulements de base. Par conséquent, une valeur élevée pour le paramètre INFILT favorise l'acheminement des eaux vers les horizons inférieurs et les aquifères actifs résultant en une augmentation des écoulements de base. Inversement, une valeur plus faible favorisera le ruissellement à la surface et les écoulements latéraux dans les horizons supérieurs du sol.

Écoulement et volume de base

INFILT : Indice de la capacité d'infiltration du sol.

(Voir description ci-haut)

AGWRC : Taux de récession des eaux souterraines.

Ce taux de récession représente la capacité de renouvellement de l'eau écoulée à partir des aquifères actifs (nappe phréatique). Les valeurs de ce paramètre sont généralement assez élevées (0.90 à 0.999). La baisse du taux de récession correspond donc à une diminution des écoulements de base notamment lors de période d'étiage.

KVARY : Variable de récession des eaux souterraines.

La variable de récession des eaux souterraines est utilisée pour représenter la non-linéarité du taux de récession AGWRC. Cette variable doit être ajustée en présence de récessions plus rapide lors de périodes humides en comparaison avec celles de périodes sèches. L'augmentation de cette variable a pour effet d'accentuer l'amplitude des crues et d'accélérer le retour au débit de base.

BASETP : Captage des eaux souterraines par la végétation riparienne.

Le paramètre BASETP agit de façon très similaire au paramètre LZETP, toutefois il vise plutôt l'évapotranspiration de la végétation situé en bordure des cours d'eau et permet l'ajustement du

bilan annuel et la simulation des débits de base. En présence d'une telle forme de végétation, les valeurs peuvent être légèrement augmentées afin de contribuer à l'évapotranspiration des eaux souterraines limitant ainsi leurs disponibilités pour le débit de base.

AGWETP : Captage des eaux souterraines par la végétation.

Le paramètre AGWETP s'apparente au paramètre précédent, cependant il vise l'évapotranspiration directe des eaux souterraines (Ex. milieux humide, tourbières). En présence d'une classe d'occupation du sol ciblant les milieux humide il est préférable d'octroyer seulement une valeur pour cette classe. L'attribution d'une valeur pour ce paramètre autorise l'évapotranspiration des eaux sous-terraines limitant ainsi leurs disponibilités pour le débit de base.

Écoulements latéral et de surface (ruissellement)

UZSN : Capacité nominale de stockage des horizons supérieurs du sol.

Ce paramètre détermine la capacité d'emmagasinement des horizons supérieurs du sol. L'augmentation de cette capacité a pour effet d'augmenter la quantité d'eau stockée dans les horizons supérieur du sol et par conséquent de diminuer le ruissellement de surface et ainsi amortir la réponse du bassin versant à des évènements pluvieux.

INTFW : Paramètre de recharge de l'écoulement latéral

Ce paramètre détermine la quantité d'eau s'écoulant de la zone d'emmagasinement de surface vers l'écoulement latéral. L'écoulement latéral intervient dans la réponse du bassin versant à des évènements pluvieux. L'augmentation de ce paramètre a pour effet d'augmenter l'écoulement latéral et de diminuer le ruissellement de surface pour ainsi réduire l'ampleur des crues sans diminuer le volume sortant. Une telle augmentation retarde la réponse du bassin versant et par le fait même la forme de l'hydrogramme. Une diminution par contre favorisera le ruissellement de surface, l'amplitude des crues et la réponse du bassin versant. Il est à noter que les écoulements de base ne sont pas affectés par ce paramètre.

IRC : Taux de récession de l'écoulement latéral

Le taux de récession de l'écoulement latéral est analogue au taux de récession des eaux souterraines. Alors que le paramètre INTFW influence le volume de l'écoulement latéral, le paramètre IRC définit plutôt le taux de recharge de l'écoulement latéral. Ce paramètre affecte également la forme de l'hydrogramme lors des périodes de « chutes » comprise entre les crues et le retour à l'écoulement de base. Si la valeur de ce paramètre est augmentée, l'écoulement latéral décrira un comportement s'apparentant à celui de l'écoulement de base alors que si la

valeur de IRC diminue, l'écoulement latéral adoptera un comportement similaire au ruissellement de surface. L'ajustement de ce paramètre doit être basé sur la vitesse de rétablissement du débit de base suite à une crue mesurée.

LSUR : Longueur de la surface d'écoulement.

La longueur de la surface d'écoulement affecte le temps de réponse du bassin versant lors d'évènements pluvieux. Cette longueur est normalement calculée à l'aide du système d'information géographique BASINS. Une faible longueur aura pour effet d'accentuer la réponse du bassin versant et par conséquent d'augmenter l'amplitude des crues.

SLSUR : Pente de la surface d'écoulement.

La pente de la surface d'écoulement agit de façon similaire à la longueur de la surface d'écoulement en affectant le temps de réponse du bassin versant lors d'évènements pluvieux. La pente est normalement calculée à l'aide du système d'information géographique BASINS. Une pente élevée aura pour effet d'accentuer la réponse du bassin versant et par conséquent d'augmenter l'amplitude des crues.

NSUR : Coefficient de Manning de la surface d'écoulement.

Ce coefficient est associé à la rugosité de la surface du sol. Il intervient donc dans la vitesse du ruissellement de surface et ainsi dans la réponse du bassin versant aux évènements pluvieux. L'écoulement à surface est donc favorisé en présence d'un coefficient de Manning plus faible.

L'ensemble de ces paramètres ont été calibrés pour la période de calage du modèle HSPF. Il est à noter que certains de ceux-ci (NSUR, UZSN, LZETP) présentent des valeurs mensuelles. Les tableaux suivants présentent les paramètres calibrés pour chaque classe d'occupation du sol. Les valeurs résultantes de calibration s'inspire de valeur pour des paramètres similaires utilisées par GIBSI ou encore calibrés lors d'étude semblables (Laroche *et al.*, 1996).

Tableau E.11 : Paramètres de calage du bilan hydrique

Classe	Paramètres	
	LZSN	INFILT
Urbain	2.0	0.150
Pâturages et foin	3.5	0.150
Céréales	3.0	0.200
Maïs	8.0	0.010
Eau	7.0	0.100
Milieu humide	3.0	0.200
Sol nu	3.5	0.175
Friche	4.0	0.150
Feuillus	4.0	0.150
Conifères	3.0	0.200

Il est à noter que le paramètre LZETP présente des valeurs mensuelles comprises entre 0.0 pour les périodes hivernales et 0.75 lors des périodes estivales. De plus, les valeurs sont proportionnelles à la couverture végétale et à sa capacité de captage des eaux stockées dans les horizons inférieurs du sol.

Tableau E.12 : Paramètres de calage de l'écoulement de base

Classe	Paramètres			
	AGWRC	KVARY	BASETP	AGWETP
Urbain	0.9500	0.125	0.03	0.050
Pâturages et foin	0.9800	0.125	0.03	0.050
Céréales	0.9675	0.125	0.03	0.050
Maïs	0.9990	0.125	0.07	0.000
Eau	0.9800	0.125	0.05	0.500
Milieu humide	0.9600	0.125	0.02	0.000
Sol nu	0.9600	0.125	0.03	0.075
Friche	0.9675	0.125	0.03	0.100
Feuillus	0.9675	0.125	0.03	0.150
Conifères	0.9675	0.125	0.03	0.200

Tableau E.13 : Paramètres de calage des écoulements latéral et de surface

Classe	Paramètres				
	INTFW	IRC	LSUR	SLSUR	NSUR
Urbain	2.00	0.450	200	0.1031	0.150
Pâturages et foin	2.25	0.375	200	0.1031	0.200
Céréales	2.50	0.350	200	0.1031	0.250
Maïs	0.00	0.980	200	0.1031	0.050
Eau	0.50	0.700	200	0.1031	0.300
Milieu humide	2.50	0.350	200	0.1031	0.150
Sol nu	2.00	0.400	200	0.1031	0.300
Friche	1.75	0.425	200	0.1031	0.300
Feuillus	1.75	0.425	200	0.1031	0.300
Conifères	2.25	0.350	200	0.1031	0.250

Le paramètre NSUR présente des valeurs mensuelles pour les classes d'occupation pâturages et foin, céréales et maïs en raison de la pratique de cultures influençant la rugosité de la surface du sol. Les valeurs s'étendent de 0.150 lors des périodes hivernales à 0.250 lors des périodes estivales correspondantes aux pratiques culturales. Dans le même sens, le paramètre UZSN présente des valeurs comprises entre 0.2 et 0.4 pour ces mêmes classes d'occupation du sol.

Suite à l'ajustement des paramètres du modèle HSPF, les débits simulés peuvent à nouveau être comparés à ceux mesurés. De plus la performance résultante des différents paramètres statistiques peut être comparée à celle obtenue pour la période de validation. La Figure E.17 et la Figure E.18 présentent la comparaison entre les débits simulés finalement et ceux mesurés à l'exutoire de la rivière Beauvillage (Station #5 Beauvillage à St-Etienne) pour la période comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 1991.

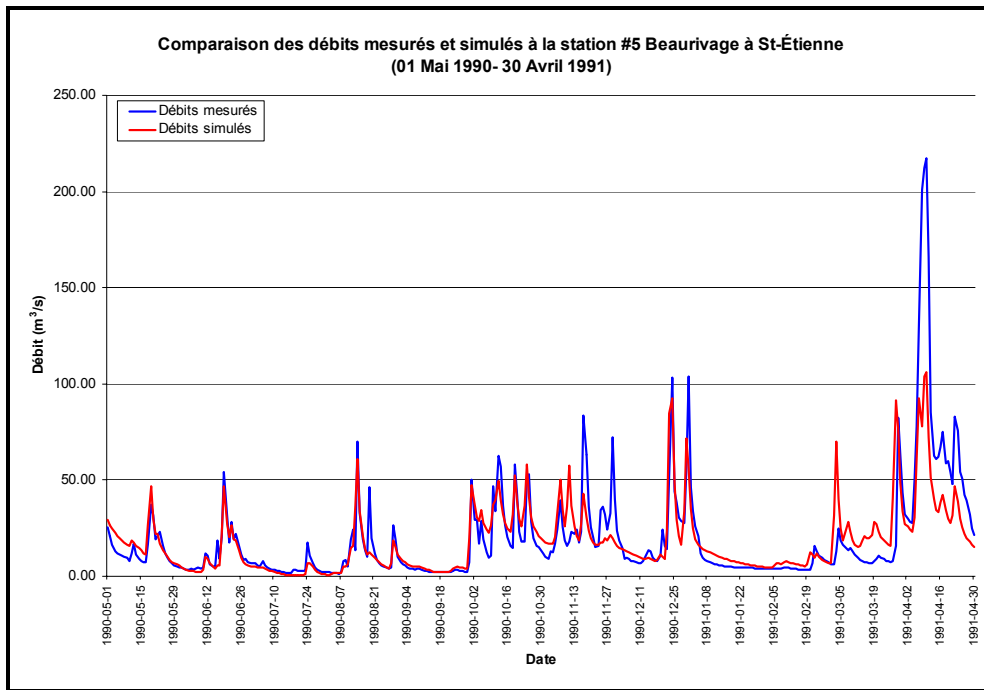


Figure E.17 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)

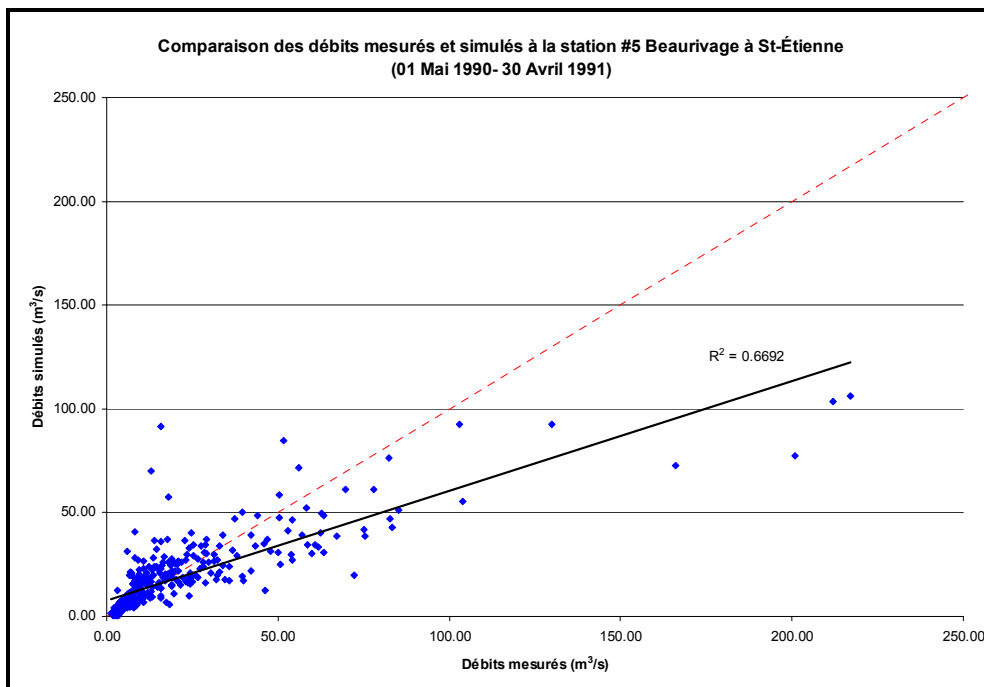


Figure E.18 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)

Pour faciliter le calage du modèle il est également pertinent d'ajouter à nouveau les graphiques pour les périodes estivales d'étiage comprise entre le 1^{er} juin et le 30 septembre ainsi que pour les évènements pour les lesquels les débits observés sont supérieurs au débit de récurrence journalière de 50%.

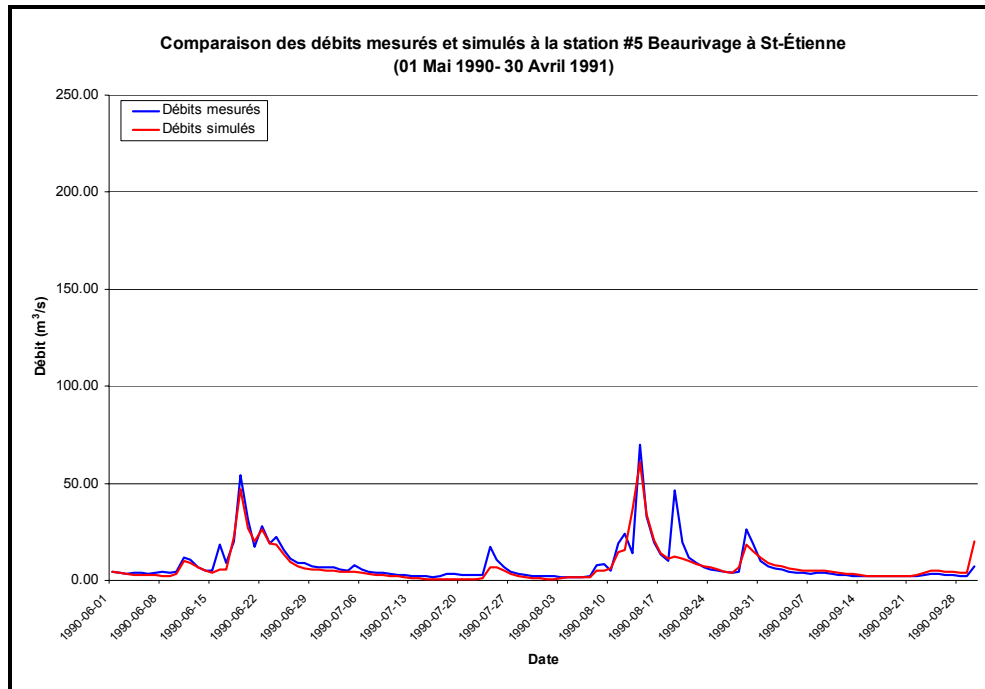


Figure E.19 : Comparaison des débits d'étiages simulés et mesurés

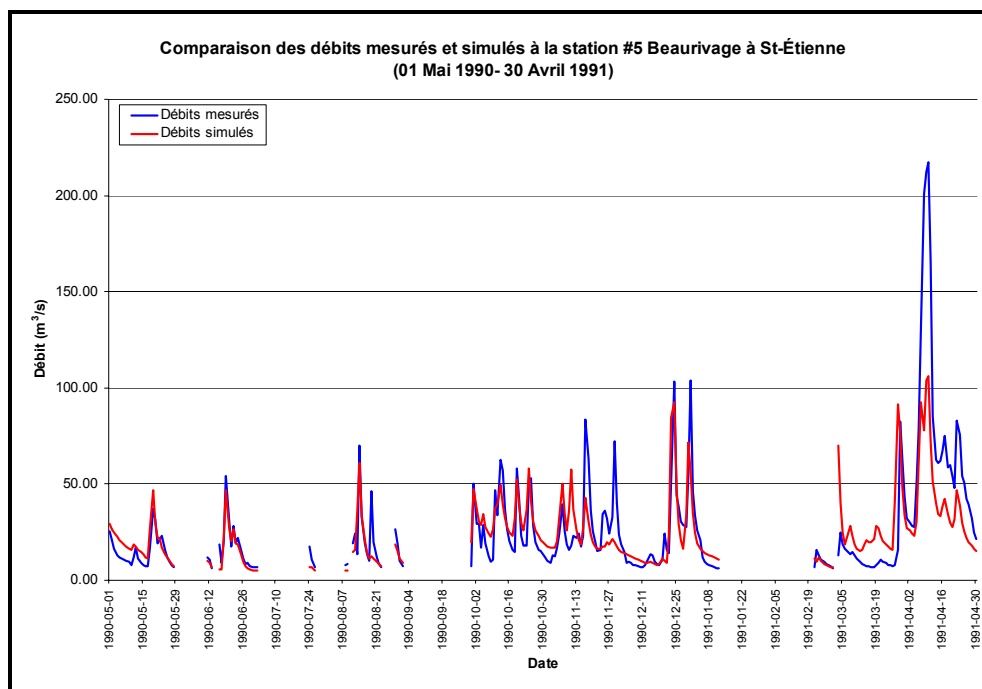


Figure E.20 : Comparaison des débits (50% de récurrence) simulés et mesurés

À l'aide des graphiques précédents, il est possible de faire les observations finales suivantes:

Lors des périodes d'étiage auxquelles correspondent les débits de base, le modèle respecte bien les débits mesurés (Figure E.19). Toutefois certaines crues ne sont pas simulées. L'absence de telles crues peut être liée à l'inexistence ou à une quantité trop faible de précipitations introduites dans le modèle en raison de l'utilisation de valeurs moyennes de précipitations sur l'ensemble du bassin versant occasionnée par les limites même du modèle HSPF.

Également le modèle estime relativement bien les débits ayant une récurrence journalière de 50% (Figure E.20). Toutefois, l'absence de certaines crues peut être attribuée aux mêmes raisons que celle évoquées au point précédent.

En général la réponse du bassin aux événements pluvieux est bien simulée en présence de crues consécutives. Ainsi les transitions entre le débit de base et les pointes de crues sont relativement bien représentées.

Bien que des efforts aient été concentrés sur la fonte printanière, il est à noter que les crues printanières demeurent trop hâtives et ce en raison d'une fonte du couvert de neige trop rapide. Cette observation souligne les limites d'applications de la méthode de degré-jour pour la modélisation du couvert de neige.

De telles observations s'appliquent à nouveau pour l'ensemble de la période de calage comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 1995.

Les tableaux présentant les paramètres statistiques peuvent être repris pour souligner l'amélioration de la qualité des simulations apportées par le calage hydrologique du modèle. Il est également pertinent de présenter des tableaux identiques pour la période de validation afin d'évaluer la pérennité de la qualité du calage.

Le tableau suivant présente les différents paramètres statistiques pertinents pour les périodes de calage et de validation.

Tableau E.14 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de calage

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	90-95
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	19.34	10.77	10.70	13.61	14.68	13.82
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	17.99	9.98	11.75	15.34	14.44	13.90
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	903.0	504.5	499.7	635.5	685.6	645.65
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	834.0	467.6	548.7	716.3	674.3	649.35
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	1.35	0.79	1.05	1.73	0.24	0.08
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	6.97	7.34	9.79	12.72	1.65	0.57
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	62.96	37.03	48.95	80.84	11.31	3.70
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	20.59	1.09	60.29	42.49	53.59	35.59
Coefficient de Nash-Stucliffé sur les débits journaliers	-	0.64	0.74	0.78	0.70	0.62	0.70
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.67	0.76	0.80	0.72	0.62	0.71
RMSE	-	0.86	0.48	0.51	0.58	0.59	0.28

Tableau E.15 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période de validation

Paramètre statistique	Unité	Année					Global 95-00
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	14.02	15.24	14.83	11.75	13.40	13.85
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	15.22	13.61	15.94	11.41	13.94	14.02
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	656.4	711.6	692.6	548.6	627.4	647.31
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	712.5	649.0	744.5	533.0	652.9	658.36
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	1.20	1.63	1.11	0.34	0.54	0.18
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	8.55%	8.80%	7.49%	2.86%	4.06%	1.28
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	56.12	62.59	51.88	15.66	25.49	11.05
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	43.23	25.36	47.09	32.17	40.89	37.73
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.76	0.80	0.76	0.63	0.84	0.67
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.68	0.72	0.69	0.49	0.79	0.67
RMSE	-	0.69	0.61	0.72	0.67	0.51	0.29

En observant les tableaux précédents, il est possible de noter une amélioration systématique des résultats et ce pour chacune des années de simulations. Cette amélioration se reflète dans la diminution des erreurs sur les débits et les lames d'eau simulées. De plus les coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation présentent une augmentation notable. Également la persistance du niveau de qualité des résultats dans la période de validation souligne l'aptitude du modèle à simuler les débits. En effet les coefficients de Nash-Stucliffe sont très similaires (0.70 pour la période de calage et 0.67 pour la période de validation), tout comme les coefficients de corrélation (0.71 pour la période de calage et 0.67 pour la période de validation). De même les erreurs absolues sur la lame d'eau annuel demeurent assez faibles (3.70mm/an pour la période de calage et 11.05mm/an pour la période de validation). En somme les tableaux précédents peuvent être résumés en un tableau synthèse présentant les résultats sur l'ensemble de la période visée (1990-2000).

Tableau E.16 : Résumé statistique pour la totalité de la période de simulation

Paramètre statistique	Unité	Global
		1990-2000
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	13.83
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	13.96
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	646.48
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	653.85
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	0.13
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	0.93
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	7.37
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	40.89
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.69
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.69
RMSE	-	0.44

Le tableau précédent permet d'affirmer que le calage hydrologique du modèle HSPF peut être considéré satisfaisant puisque les coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation (R²) présentent une valeur identique et relativement bonne de 0.69.

Le résultat du calage hydrologique du modèle HSPF peut être supporté par une représentation graphique des courbes de fréquence cumulée (Figure E.21) et de récurrence (Figure E.22) des débits simulés en fonction des débits mesurés pour l'ensemble de la période de calibration.

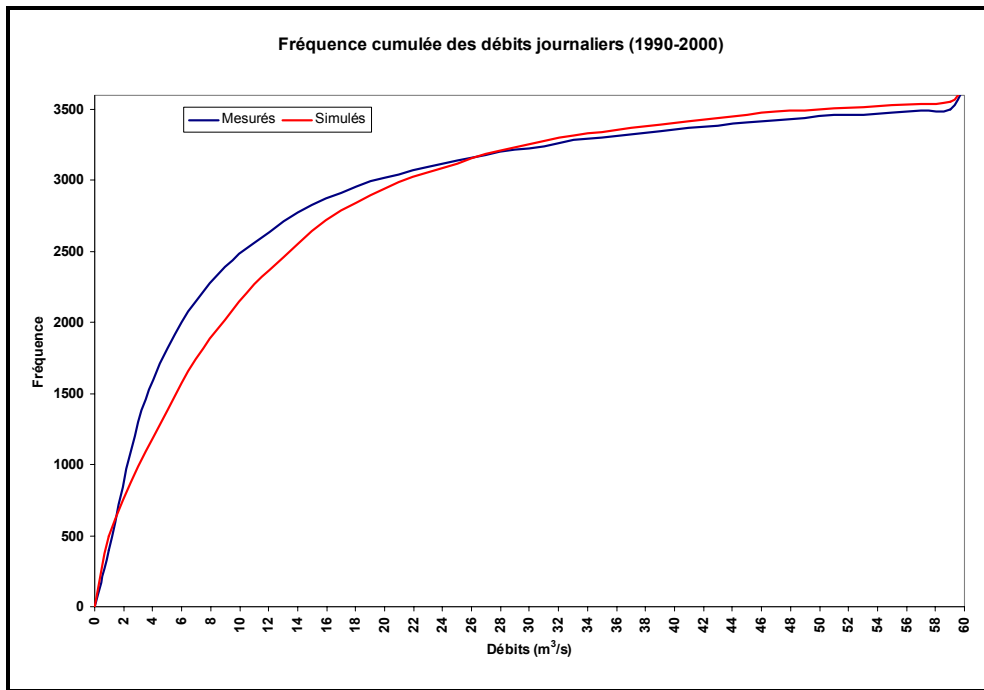


Figure E.21 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000)

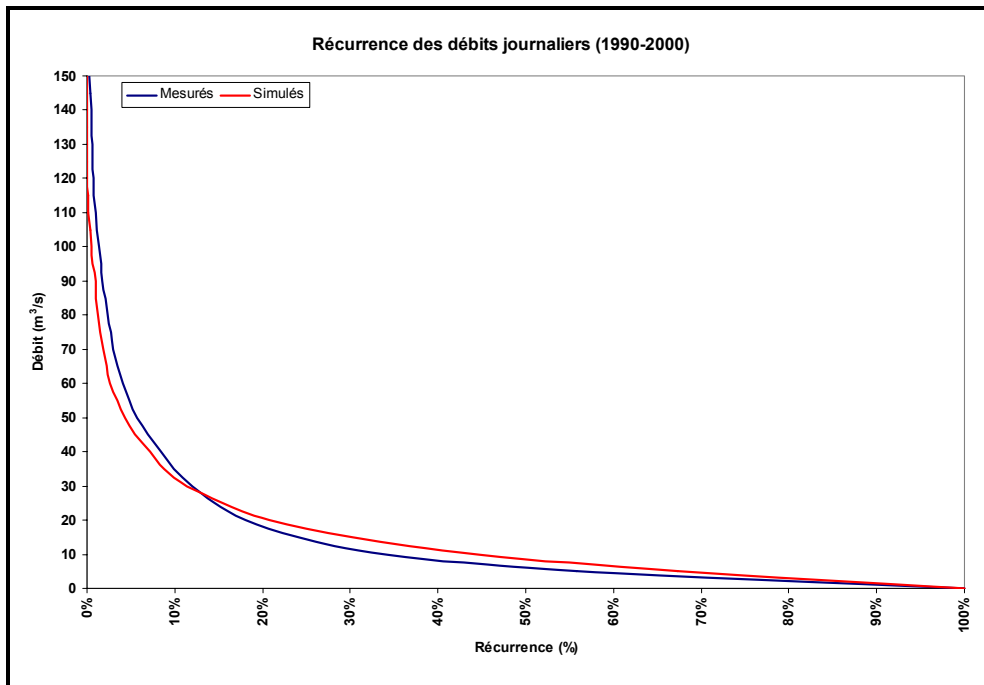


Figure E.22 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000)

Les figures précédentes démontrent la correspondance relativement bonne entre les débits simulés et mesurés. Il est à noter que le modèle HSPF présente certaines lacunes dans la simulation de faibles débits. Le modèle tend à surestimer les débits de faible amplitude et à sous estimer les débits de crues. Toutefois la correspondance entre les deux courbes suggère un calage annuel satisfaisant du modèle HSPF.

À nouveau les tableaux précédents peuvent être repris pour la période d'étiage contribuant au calage des écoulements de base. Cette période tient également un rôle très important dans l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides. En effet cette période est caractérisée par la présence de pratiques culturales sur différentes classes d'occupation du sol.

Tableau E.17 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période d'étiage de calage

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	90-95
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	8.24	1.63	4.94	7.21	11.46	6.69
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	7.24	0.87	4.32	6.50	9.50	5.69
Lame d'eau mesurée	mm/an	128.6	25.4	77.1	112.3	178.8	104.48
Lame d'eau simulée	mm/an	113.0	13.7	67.4	101.5	148.4	88.76
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	1.00	0.75	0.62	0.71	1.95	1.01
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	12.14	46.26	12.65	9.81	17.05	15.05
Erreur absolue sur la lame d'eau mesurée	mm/an	15.61	11.75	9.75	11.03	30.48	15.72
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	7.61	50.15	8.99	1.72	8.14	12.07
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.79	0.59	0.68	0.66	0.68	0.74
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.80	0.83	0.71	0.67	0.75	0.76
RMSE	-	0.14	0.03	0.13	0.12	0.23	0.06

Tableau E.18 : Paramètres statistiques pour la totalité de la période d'étiage de validation

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	95-00
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	4.90	11.43	6.92	5.56	6.37	7.04
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	3.58	9.64	8.06	4.30	6.28	6.37
Lame d'eau mesurée	mm/an	76.4	178.4	108.0	86.8	99.4	109.81
Lame d'eau simulée	mm/an	55.9	150.5	125.8	67.1	98.0	99.46
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	1.31	1.79	1.14	1.26	0.09	0.66
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	26.79	15.63	16.47	22.74	1.45	9.42
Erreur absolue sur la lame d'eau mesurée	mm/an	20.47	27.87	17.80	19.74	1.44	17.47
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	30.52	2.69	52.59	7.46	5.77	4.61
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.80	0.81	0.63	0.73	0.87	0.69
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.73	0.73	0.67	0.66	0.84	0.71
RMSE	-	0.11	0.26	0.28	0.13	0.15	0.09

Tout comme pour la totalité de la période annuelle, il est possible d'observer une amélioration notable des résultats et ce pour chacune des années de simulations. Cette amélioration se reflète dans la diminution des erreurs sur les débits et les lames d'eau simulées. De plus les coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation présentent une augmentation significative. Également la persistance du niveau de qualité des résultats dans la période d'étiage de calage et de validation souligne l'aptitude du modèle à simuler les débits. En effet les coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation sont assez proches (0.74 pour la période de calage et 0.69 pour la période de validation), tout comme les coefficients de Nash-Stucliffe (0.76 pour la période de calage et 0.71 pour la période de validation). Bien que l'erreur sur la lame d'eau annuel soit plus importante que pour l'ensemble de la période annuelle, elle demeure acceptable (15.72mm/an pour la période de calage et 17.47mm/an pour la période de validation). Cette erreur peut être attribuée à des événements pluvieux non simulés relatifs de l'utilisation de fichiers de précipitations moyennes sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beaurivage en raison des limites du modèle HSPF. Les tableaux précédents peuvent être résumés en un tableau synthèse présentant les résultats sur l'ensemble de la période visée (1990-2000).

Tableau E.19 : Résumé statistique pour la totalité de la période d'étiage de simulation

Paramètres statistiques	Unité	Global
		1990-2000
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	6.86
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	6.03
Lame d'eau mesurée	mm/an	107.15
Lame d'eau simulée	mm/an	94.11
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	0.84
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	12.17%
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	13.04
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	3.73%
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.71
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.72
RMSE	-	0.12

À l'aide du tableau précédent on peut affirmer que le calage hydrologique du modèle HSPF peut être considéré acceptable pour les périodes d'étiages puisque les coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation (R²) présentent des valeurs respectives de 0.71 et 0.72.

Il peut être intéressant de présenter les courbes de fréquence cumulée (Figure E.23) et de récurrence (Figure E.24) des débits simulés en fonction des débits mesurés pour l'ensemble des périodes d'étiage.

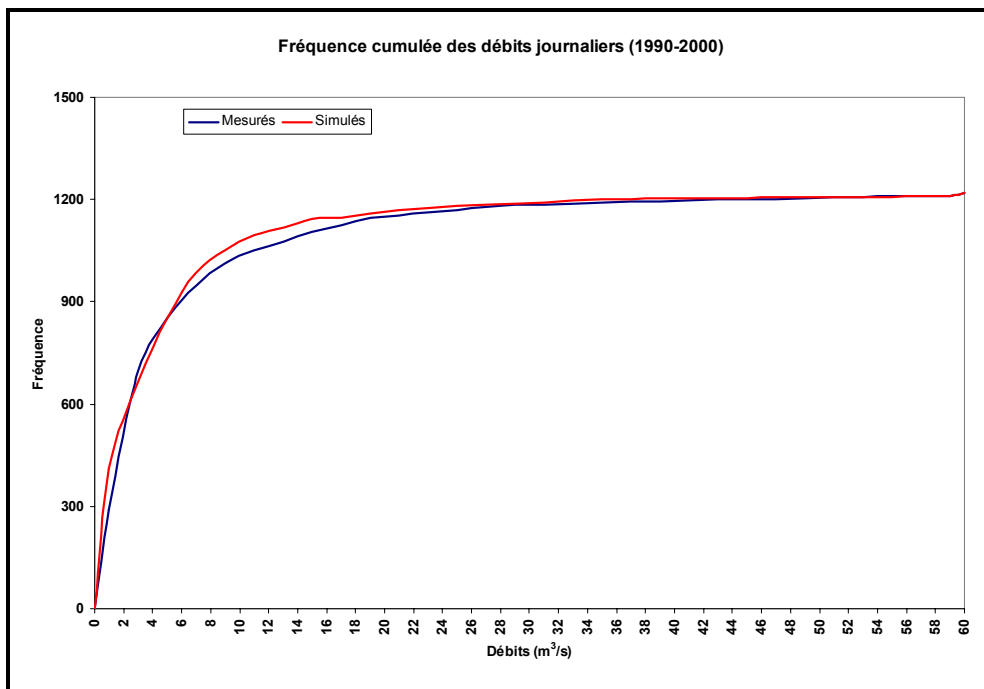


Figure E.23 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés en période d'étiage (1990-2000)

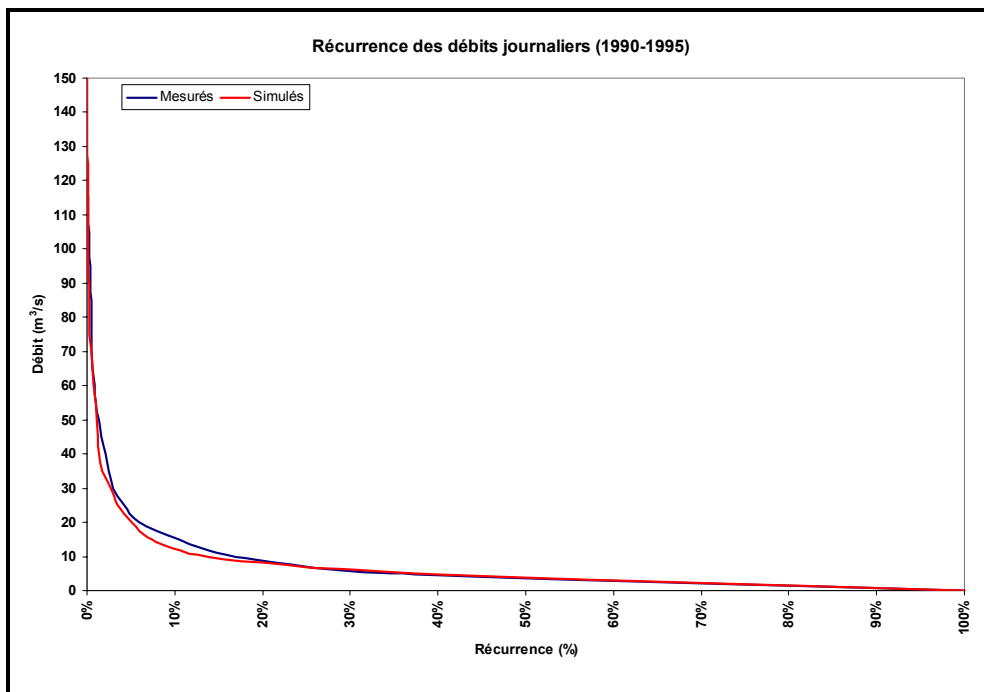


Figure E.24 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés en période d'étiage (1990-2000)

Les figures précédentes démontrent la très bonne correspondance entre les débits simulés et mesurés et indique le calage satisfaisant du modèle HSPF en période d'étiage.

Afin de contribuer à la compréhension ultérieure de l'application PEST du modèle HSPF, une attention particulière peut être portée à la simulation des débits à l'exutoire (Station #5 Beurivage à St-Étienne) du bassin versant de la rivière Beurivage pour les périodes comprises entre le 1^{er} juin et le 31 juillet 1996 et 1997. La Figure E.25 et la Figure E.26 présentent la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour ces périodes respectives pour lesquelles certaines mesures sur les pesticides (Atrazine et métalochlore) sont disponibles.

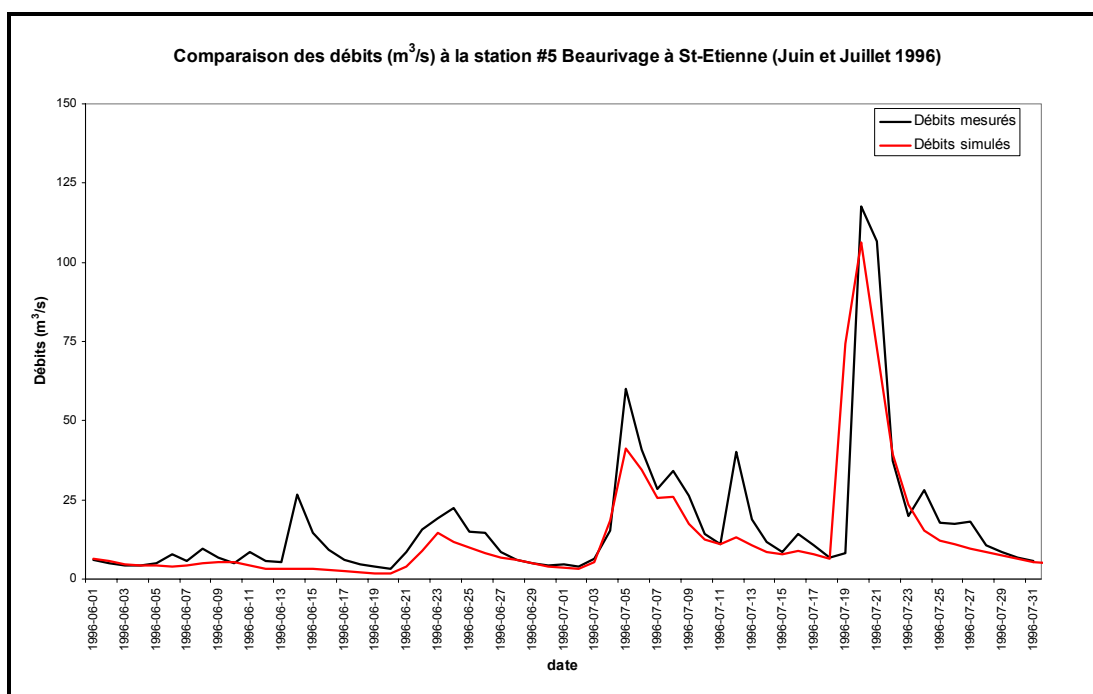


Figure E.25 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996)

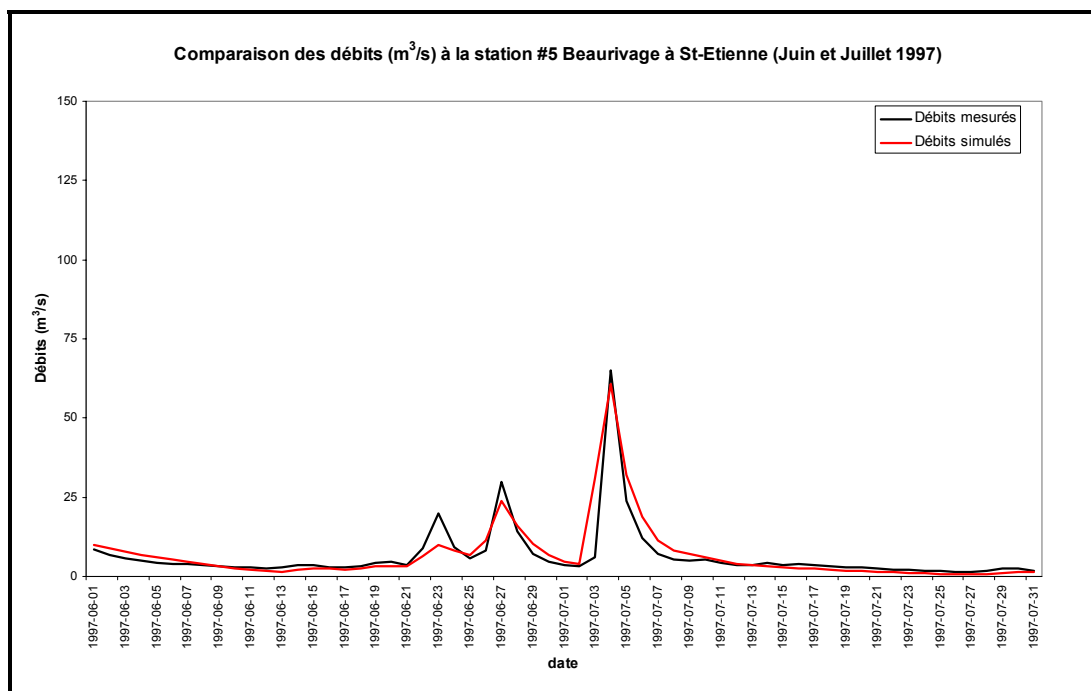


Figure E.26 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997)

La Figure E.25 et la Figure E.26 démontrent une bonne correspondance entre les débits simulés et mesurés pour les périodes relatives aux mesures de pesticides. Toutefois, l'occurrence et l'amplitude de certaines crues ne sont pas respectées par le modèle HSPF. Ces différences découlent entre autre de l'usage de fichiers de précipitations moyennes sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage en raison des limites du modèle HSPF. Néanmoins les résultats obtenus pour ces deux période encourage l'utilisation de l'application PEST afin d'évaluer la contamination du réseau hydrographique par certains pesticides.

E.2.3. Module d'application du comportement des pesticides du modèle HSPF

La présente section vise la description générale des applications liées à la modélisation du comportement des pesticides.

Afin de permettre la simulation du comportement détaillé des pesticides, l'application PEST du modèle HSPF doit être accompagnée des applications suivantes :

SEDFG : modèle d'érosion sur les zones agricoles (pâturages et foin, céréales, sol nu et maïs).

MSTLFG : estimation des teneurs en eau des couches de sol.

Ces applications sont décrites brièvement ci-dessous

SEDFG Modèle d'érosion

L'application SEDFG permet la simulation du dépôt et du retrait de sédiments sur les classes d'occupation du sol sujettes à l'érosion. Ces sédiments peuvent être considérés comme organiques ou inorganiques. Il est à noter que les sédiments provenant des sols constituent une source de pollution des eaux drainées par les zones urbaines, agricoles et forestières. Ils contribuent à la turbidité de l'eau, nuisent à la reproduction de la faune aquatique et limite la capacité des réservoirs. De plus ils jouent un rôle important dans le transport des nutriments et de certains composés chimique toxiques.

Les équations de dépôts et retraits de sédiments résultent des travaux antérieurs de (Donigian et Crawford, 1976). Ces équations simulent l'ensemble des processus d'érosion affectant la surface et les couches du sol. Les principales composantes de l'application SEDFG sont décrites aux points suivants :

Le détachement des particules de sol par les précipitations

L'impact de la pluie au sol contribue au détachement de particules en surface.

Le lessivage des sédiments par le ruissellement de surface

Les eaux s'écoulant à la surface du sol entraînent une certaine quantité de sédiments disponibles.

Le dépôt à la surface de sédiments

Certains sédiments lessivés peuvent être réincorporés à la surface du sol. De même, certaines particules présentes dans l'air peuvent être déposées à la surface notamment par l'effet du vent.

Dans le cadre de la présente étude, le modèle d'érosion a été appliqué aux classes d'occupation du sol qui sont les plus sujettes à un tel processus c'est-à-dire (pâturages et foin, céréales, sol nu et maïs).

Jusqu'à présent, l'application SEDFG demeure très globale et les paramètres par défaut du modèle HSPF ont été préservés. L'attention restreinte portée au modèle d'érosion est soutenue par le ratio assez faible de la fraction adsorbé de certains pesticides dans les cours d'eau (ex : Atrazine). Néanmoins, il demeure pertinent de procéder à l'évaluation de la capacité de l'application SEDFG à simuler le comportement des sédiments sur le secteur à l'étude. Les sédiments ainsi détachés et lessivés par le ruissellement de surface sont par la suite

pris en charge par l'écoulement présent dans les tronçons. Cette prise en charge est représentée par l'application SEDFG du module RCHRES.

SEDFG Modélisation du comportement des sédiments inorganiques

Cette application permet la simulation du transport, de la déposition et de la remise en suspension des sédiments inorganiques présents dans l'écoulement de chacun des tronçons. Puisque les caractéristiques de migration et les capacités d'adsorption des sédiments varient en fonction de la taille des particules; le modèle HSPF divise les sédiments inorganiques selon trois composantes distinctes (sable, limon et argile).

Par la suite, l'application SEDFG procède à la détermination des processus suivants :

Simulation du transport, déposition et remise en suspension des sédiments cohésifs (limon et argile).

Simulation du transport, déposition et remise en suspension de la fraction de sable présente dans les sédiments.

Suite à la configuration des applications rattachées à la modélisation des sédiments sur les différentes classes d'occupation du sol (pâturages et foin, céréales, sol nu et maïs) et de l'ensemble des tronçons, l'utilisateur est en mesure de lancer le modèle et de procéder à l'évaluation du comportement des sédiments simulé sur le bassin versant.

Dans le même sens que pour l'évaluation hydrologique du modèle, certaines mesures de concentration de sédiments sont disponibles à proximité de l'exutoire de la rivière Beurivage. Bien que ces mesures ponctuelles ne couvrent pas la totalité de la période de simulation hydrologique, elles s'étendent du 1^{er} mai 1995 au 30 avril 2000. Couplés aux résultats de simulations hydrologique, les résultats de simulation du comportement des sédiments peuvent être comparés aux mesures disponibles afin d'évaluer la capacité du modèle à représenter à la fois les concentrations et charges en sédiments à l'exutoire de la rivière Beurivage.

De plus, en raison du nombre restreint de mesures de concentration en sédiments à l'exutoire de la rivière Beurivage, un modèle de génération des charges en sédiments a été appliqué afin d'obtenir une estimation de ces charges en fonction des débits mesurés (voir section 4.3.5). Ainsi il est possible de tenter le calage des applications liées au comportement des sédiments.

En fonction des données de mesures de pesticides, la période comprise entre le 1^{er} mai 1996 et le 30 avril 1997 sera utilisée pour illustrer les efforts de calage des applications liées à l'érosion et au transport des sédiments.

La Figure E.27 et la Figure E.28 présentent la comparaison entre les charges et concentrations en sédiments mesurées, estimées par le modèle statistique de comparaison et simulées initialement par le modèle HSPF à l'exutoire de la rivière Beurivage (Station #5 Beurivage à St-Etienne).

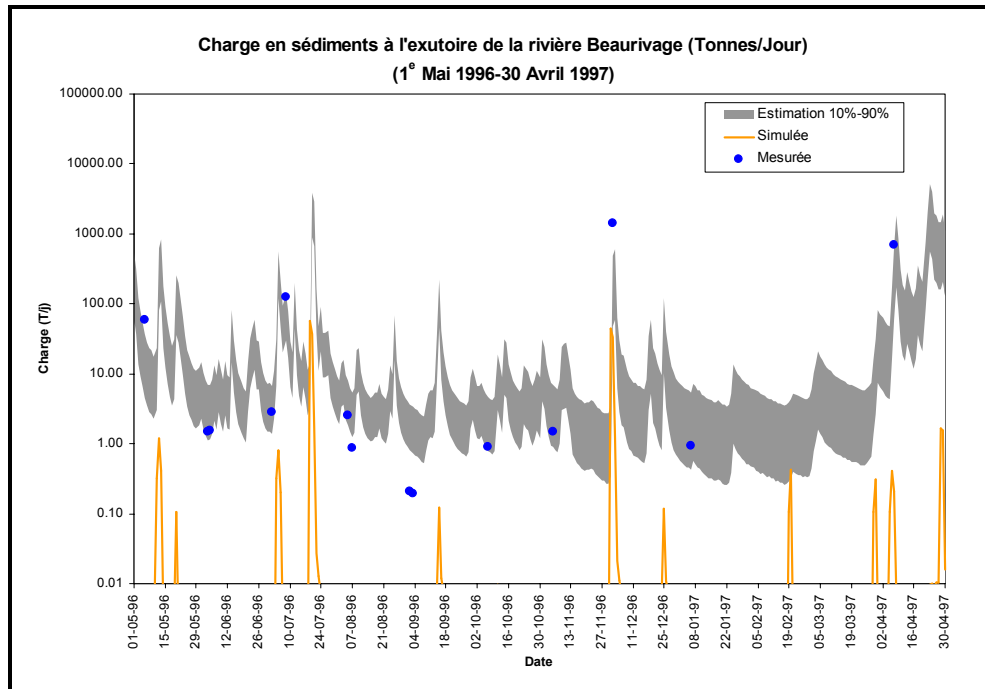


Figure E.27 : Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées

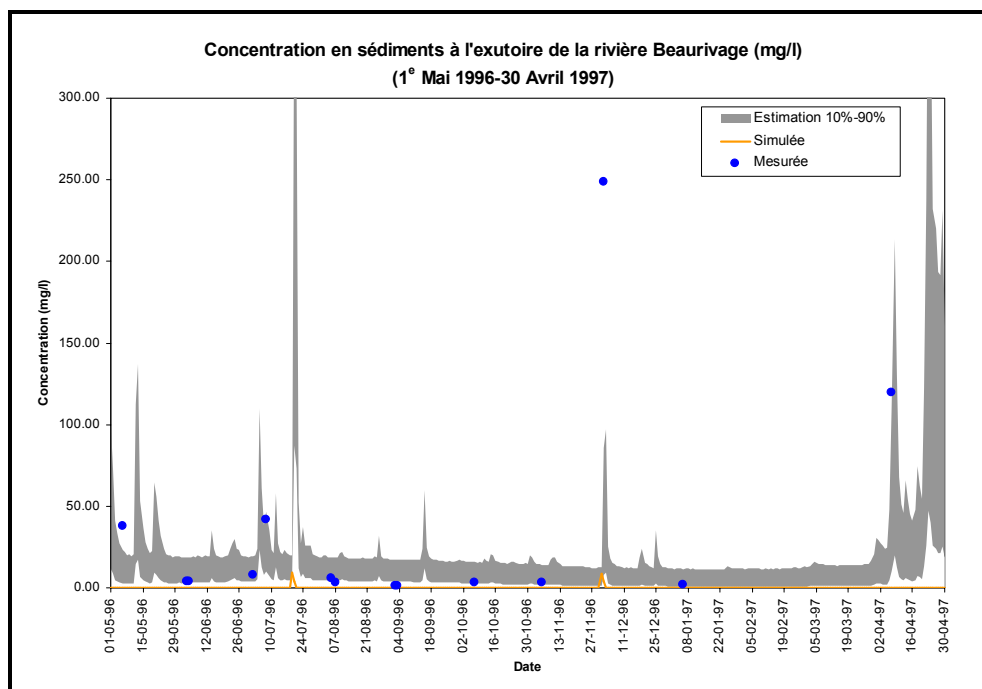


Figure E.28 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées

Cela démontre clairement la sous estimation systématique des charges et concentrations en sédiments simulées par le modèle HSPF. Également, il est possible de noter que la présence de sédiments simulés semble s'accorder avec l'occurrence de débit de surface et la présence de crues induites par des événements pluvieux ou de fonte du couvert nival.

De plus, il est possible de noter des différences entre les charges estimées par le modèle statistique et celle calculées à partir des concentrations en sédiments et débits mesurés. En effet, lors des périodes d'étiage, les charges estimées sont plus importantes que celle mesurées en raison des faibles concentrations mesurées. La Figure E.28 démontre clairement que les concentrations mesurées sont inférieures à celles estimées lors des périodes d'étiage estivales. Toutefois, certaines tendances entre les charges estimées et mesurées sont similaires. Par conséquent, la difficulté à obtenir une bonne représentation journalière du comportement des sédiments favorise la comparaison des charges annuelles simulées et estimées. Le Tableau E.20 présente une comparaison entre la charge annuelle simulée et estimée.

Tableau E.20 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées

Charge annuelle	Unité	Année					Global
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	95-00
Estimée 0.9Quantile	T/An	50503.02	40541.12	55038.10	28542.64	33929.48	41710.87
Estimée 0.1Quantile	T/An	6423.29	6250.21	6571.88	3298.88	4299.79	5368.81
Simulée	T/An	101.87	185.26	202.98	19.82	82.97	118.58
Erreur absolue	T/An	6321.43	6064.95	6368.90	3279.06	4216.82	5250.23
Erreur relative	%	98.41%	97.04%	96.91%	99.40%	98.07%	97.79%
R2	-	0.23	0.79	0.25	0.47	0.71	0.49
Nash-Stutcliffe	-	-0.74	-0.14	-0.27	-0.26	-0.19	-0.32

Tel que mentionné, le tableau précédent démontre clairement la sous estimation des charges annuelles simulées en comparaison avec la plage de charges estimées selon le modèle statistique. Plus précisément l'erreur relative est de 97.79% ce qui indique une sous estimation très importante des valeurs estimées. Il est à noter que l'erreur relative est calculée à partir entre les valeurs simulées et le quartile 10% des charges annuelles estimées. Le choix du quartile 10% vise une meilleure représentation entre les charges estimées et mesurées notamment lors des périodes d'été. De plus, il est possible de calculer les coefficients de corrélation ainsi que ceux de Nash-Stutcliffe entre les charges journalières mesurées et simulées. Le calcul de ces coefficients démontre les difficultés du modèle à représenter les charges journalières mesurées. En effet, les valeurs des coefficients de Nash-Stutcliffe, systématiquement inférieures à zéro, soulignent le décalage entre les charges simulées et mesurées. Les valeurs des coefficients de corrélation présentent plus de variations et suggèrent plutôt le biais systématique entre les charges simulées et mesurées.

En réponse à ces remarques, il est possible de tenter de procéder à un calage sommaire des paramètres liés à la simulation de l'érosion des sols et de la prise en charge par les tronçons de sédiments.

Dans la présente étude, les paramètres descriptifs du comportement des sédiments ont été ajustés selon les recommandations présentes dans le manuel d'utilisation du modèle HSPF. Toutefois la simulation du comportement des sédiments demeure assez générale en raison du nombre limité de mesures disponibles et la faible fraction adsorbée aux sédiments, de pesticides présente dans les cours d'eau.

Dans le cadre du calage des applications liées à l'érosion, certains paramètres ont été mis en évidence par les auteurs quant à leur rôle précis sur le comportement des sédiments (Basins Technical note #8). Ces paramètres sont décrits ci-dessous :

Paramètres liés à la production et à la réduction des sédiments.

KRER : Coefficient de détachement des sédiments

Le coefficient de détachement des sédiments est lié à l'érosion des sols en fonction du type de sols et des conditions de surfaces. L'ajustement d'un tel coefficient a pour effet d'augmenter ou de diminuer la quantité de sédiments détachés par l'impact de la pluie au sol ou la fonte du couvert de neige.

JRER : Exposant de l'équation de détachement des sédiments

L'exposant de détachement des sédiments effectue une approximation de la relation entre l'intensité de la pluie et l'énergie incidente à la surface du sol requise pour le détachement de particules de sol. Lors de simulation journalière l'augmentation de l'exposant JRER a pour effet de diminuer la quantité de sédiments détachés.

AFFIX : Fraction journalière de sédiments non disponible

Le paramètre AFFIX présente la fraction de diminution des sédiments lors d'épisodes secs. Cette fraction représente le facteur de compaction du sol occasionnant une réduction des sédiments disponibles au transport par l'écoulement de surface.

COVER : Fraction de la surface du sol non exposée à la pluie

Ce paramètre représente la fraction de la surface du sol protégée de la pluie et non sujette au détachement des particules de sol par l'impact de la pluie au sol. Ce paramètre peut présenter des valeurs mensuelles en raison de la présence de culture annuelle ou de couverture foliaire changeante.

Paramètres liés au transport des sédiments à la surface du sol.

KSER : Coefficient de transport des sédiments

Le coefficient KSER est lié à au transport des sédiments et tend à regrouper les effets liés à la pente, la longueur d'écoulement, la taille des particules et la rugosité de la surface du sol. Ce paramètre détermine donc la capacité de transport de l'écoulement de surface et peut être ajusté afin d'augmenter ou de réduire la quantité de sédiments lessivés.

JSER : Exposant de l'équation de transport des sédiments

L'exposant de détachement des sédiments effectue une approximation de la relation entre l'intensité de l'écoulement de surface et sa capacité de transport des sédiments. Il est à noter

que lors de simulation journalière l'augmentation de l'exposant JSER a pour effet de diminuer la quantité de sédiments transportés.

KGER : Coefficient d'érosion en présence de fossés ou rigoles de drainage.

Ce coefficient doit être employé uniquement en présence d'information relative à la présence de rigoles ou de fossés de drainage favorisant l'érosion

JGER : Exposant d'érosion de en présence de fossés ou rigoles

Cet exposant doit être employé uniquement en présence d'information relative à la présence de rigoles ou de fossés de drainage favorisant l'érosion

L'ensemble des paramètres décrits précédemment est également présenté au tableau suivant :

Tableau E.21 : Paramètres descriptifs du comportement des sédiments

Nom	Description	Unité	Valeurs			
			Typique		Possible	
			Min	Max	Min	Max
KRER	Coefficient de détachement des sédiments	-	0.15	0.45	0.05	0.75
JRER	Exposant de détachement des sédiments	-	1.50	2.50	1.00	3.00
COVER	Fraction de sol protégée par la végétation	%	0.00	0.90	0.00	0.98
AFFIX	Fraction de sédiments détachée non disponible	%	0.03	0.10	0.01	0.50
KSER	Coefficient de transport des sédiments détachés	-	0.50	5.00	0.10	10.00
JSER	Exposant de transport des sédiments détachés	-	1.50	2.50	1.00	3.00
KGER	Coefficient d'érosion en présence de fossés ou rigoles de drainage	-	0.00	0.50	0.00	10.00
JGER	Exposant d'érosion en présence de fossés ou rigoles de drainage	-	1.00	3.00	1.00	5.00

Dans le cadre de la présente étude le coefficient d'érosion des fossés ou rigoles de drainage a été ramené à 0.0 en raison de l'information restreinte quant à la localisation et l'emplacement de tels rigoles ou fossés sur les classes pâturages et foin, céréales, sol nu et maïs.

Paramètres liés à la prise en charge des sédiments par les tronçons

Suite au détachement et au transport des sédiments ceux-ci sont alors pris en charge par les tronçons. Tel que mentionné, le modèle HSPF divise les sédiments inorganiques selon trois

composantes distinctes (sable, silt et argile). Les paramètres décrivant chacune de ces composantes sont décrits ci-dessous.

SAND-D : Diamètre effectif des particules de sable

Le diamètre des particules de sable peut être mesuré ou tiré de la littérature. Ce paramètre n'est pas utilisé dans les calculs présents dans le modèle HSPF.

SAND-W : Vitesse de décantation des particules de sable

Ce paramètre représente la vitesse de décantation des particules de sable dans l'eau stagnante. Il peut être mesuré ou encore estimé selon les valeurs présentes dans la littérature.

SAND-RHO : La densité des particules de sable

La densité des particules de sable peut être mesurée ou encore estimée selon les valeurs présentes dans la littérature.

KSAND : Coefficient de l'équation de transport des particules de sable

Ce coefficient prend place dans l'équation de puissance du transport des particules de sable présentes dans l'écoulement de chacun des tronçons.

EXPSND : Exposant de l'équation de transport des particules de sable.

Cet exposant prend place dans l'équation de puissance du transport des particules de sable présentes dans l'écoulement de chacun des tronçons.

SILT-D et CLAY-D : Diamètres effectifs des particules de silt et d'argile

Le diamètre des particules de silt et d'argile peut être mesuré ou encore estimé selon les valeurs présentes dans la littérature.

SILT-W et CLAY-W : Vitesses de décantation des particules de silt et d'argile

Ces paramètres représentent la vitesse de décantation des particules de silt et d'argile dans l'eau stagnante. Ils peuvent être mesurés ou encore estimés selon les valeurs présentes dans la littérature.

SILT-RHO et CLAY-RHO : Densités des particules de silt et d'argile

La densité des particules de silt et d'argile peut être mesurée ou encore estimée selon les valeurs présentes dans la littérature.

SILT-TAUCD et CLAY-TAUCD : Contraintes de cisaillement critique à la déposition des particules de silt et d'argile

Les contraintes de cisaillement critique à la déposition des particules de silt et d'argile permettent l'ajustement de l'occurrence et de l'amplitude de la déposition de telles particules sur le lit des tronçons.

SILT-TAUCS et CLAY-TAUCS : Contraintes de cisaillement critique à la remise en suspension des particules de silt et d'argile

Les contraintes de cisaillement critique à la remise en suspension des particules de silt et d'argile permettent l'ajustement de l'occurrence et de l'amplitude de la remise en suspension de telles particules présentes sur le lit des tronçons.

SILT-M et CLAY-M : Coefficients d'érosion des sédiments présents sur le lit des tronçons.

Ces coefficients permettent la calibration de la remise en suspension des sédiments déposés sur le lit des tronçons en fonction de l'apport en sédiments par le ruissellement à la surface du sol des différentes classes d'occupation du territoire sujettes à l'érosion.

L'ensemble des paramètres décrits précédemment sont également présentés au tableau suivant :

Tableau E.22 : Paramètres descriptifs du comportement des sédiments dans les tronçons

Nom	Description	Unité	Valeurs			
			Typique		Possible	
			Min	Max	Min	Max
SAND-D	Diamètre des particules de sable	Po	0.001	100	0.001	100
SAND-W	Vitesse de décantation des particules de sable	Po/s	0.50	500	0.02	12500
RHO	Densité des particules de sable	g/cm ³	2.65	2.65	1.00	4.00
KSAND	Coefficient de transport des particules de sable	-	0.00	-	0.00	-
EXPSND	Exposant de transport des particules de sable	-	0.00	-	0.00	-
SILT-D	Diamètre des particules de silt	Po	0.00	0.003	0.00	0.003
SILT-W	Vitesse de décantation des particules de silt	Po/s	0.00	0.07	0.00	0.20
SILT-RHO	Densité des particules de silt	g/cm ³	2.65	2.65	2	4
SILT-TAUCD	Contrainte de cisaillement critique à la déposition des particules de silt	lb/ft ²	1E-10	1E+10	1E-10	1E+10
SILT-TAUCS	Contrainte de cisaillement critique à la remise en suspension des particules de silt	lb/ft ²	1E-10	1E+10	1E-10	1E+10
SILT-M	Coefficient d'érosion de la portion silt	lb/ft ² jr	0.05	0.05	0.00	-
CLAY-D	Diamètre des particules d'argile	Po	0.00	0.003	0.00	0.003
CLAY -W	Vitesse de décantation des particules d'argile	Po/s	0.00	0.07	0.00	0.20
CLAY -RHO	Densité des particules d'argile	g/cm ³	2.65	2.65	2	4
CLAY -TAUCD	Contrainte de cisaillement critique à la déposition des particules d'argile	lb/ft ²	1E-10	1E+10	1E-10	1E+10
CLAY -TAUCS	Contrainte de cisaillement critique à la remise en suspension des particules d'argile	lb/ft ²	1E-10	1E+10	1E-10	1E+10
CLAY -M	Coefficient d'érosion de la portion argile	lb/ft ² jr	0.05	0.05	0	-

Chacun de ces paramètres doit être indiqué au modèle et ce pour chacune des composantes sédimentaires.

Dans la présente étude, les paramètres descriptifs du comportement des sédiments ont été ajustés selon les recommandations présentes dans le manuel d'utilisation du modèle HSPF. Toutefois, la simulation du comportement de sédiments demeure assez générale en raison du nombre restreint de mesures disponibles et de la faible fraction adsorbée aux sédiments de pesticides (Atrazine) présente dans les cours d'eau.

Ainsi les paramètres liés au comportement des sédiments ont été calibrés dans le but d'améliorer la simulation des charges annuelles par le modèle HSPF. La calibration journalière demeure toutefois très difficile en raison du nombre restreint de mesures disponibles. En ce sens, la qualité du calage des applications liées à l'érosion du modèle HSPF est difficilement quantifiable et se limite plutôt à des commentaires généraux. Les tableaux suivants présentent les paramètres calibrés pour chaque classe d'occupation du sol visée (pâturages et foin, céréales, maïs et sol nu). Les valeurs résultantes de la calibration s'inspirent de valeurs pour des paramètres similaires utilisés par GIBSI ou encore calibrés lors d'études semblables (Donigian et Love, 2003).

Tableau E.23 : Paramètres de calage du détachement des sédiments

Classe	Paramètres			
	KRER	JRER	COVER	AFFIX
Pâturages et foin	0.25	1.00	0.05 à 0.25	0.05
Céréales	0.35	1.00	0.05 à 0.20	0.03
Maïs	0.35	1.00	0.05 à 0.20	0.03
Sol nu	0.35	1.00	0.05	0.03

Tel que décrit le paramètre COVER présente des valeurs mensuelles pour les classes d'occupation pâturage et foin, céréales, maïs en raison de la pratique de cultures influençant la couverture de la surface du sol par la végétation. Les valeurs s'étendent de 0.05 lors des périodes hivernales à 0.25 lors des périodes estivales correspondantes aux pratiques culturales.

Tableau E.24 : Paramètres de calage du transport des sédiments à la surface du sol

Classe	Paramètres			
	KSER	JSER	KGER	JGER
Pâturages et foin	3.00	1.00	0.00	2.00
Céréales	3.50	1.00	0.00	2.00
Maïs	3.50	1.00	0.00	2.00
Sol nu	3.50	1.00	0.00	2.00

Il est à noter que les paramètres liés au transport et à la remise en suspension des sédiments par les cours d'eau sont identiques pour l'ensemble des tronçons du sous-bassin versant de la rivière Beaurivage et sont présentés selon les différentes composantes décrites précédemment.

Tableau E.25 : Paramètres de calage des particules de sable dans les tronçons

Type	Paramètres				
	D	W	RHO	KSAND	EXSND
SABLE	0.04	0.40	2.65	0.10	2.00

Tableau E.26 : Paramètres de calage des particules de silt dans les tronçons

Type	Paramètres					
	D	W	RHO	TAUCD	TAUCS	M
SILT	0.001	0.05	2.65	0.10	0.30	0.35

Tableau E.27 : Paramètres de calage des particules d'argile dans les tronçons

Type	Paramètres					
	D	W	RHO	TAUCD	TAUCS	M
ARGILE	0.0001	0.00005	2.65	0.10	0.30	0.35

Suite à l'ajustement des paramètres relatifs aux applications liés au comportement des sédiments, les charges et concentrations journalières simulées peuvent à nouveau être comparées à celles estimées et mesurées. La Figure E.29 et la Figure E.30 présentent la comparaison entre les charges et concentrations simulées finalement et celles estimées selon le modèle statistique ainsi que celles mesurées à l'exutoire de la rivière Beaurivage (Station #5 Beaurivage à St-Etienne) pour la période comprise entre le 1^{er} mai 1996 et le 30 avril 1997.

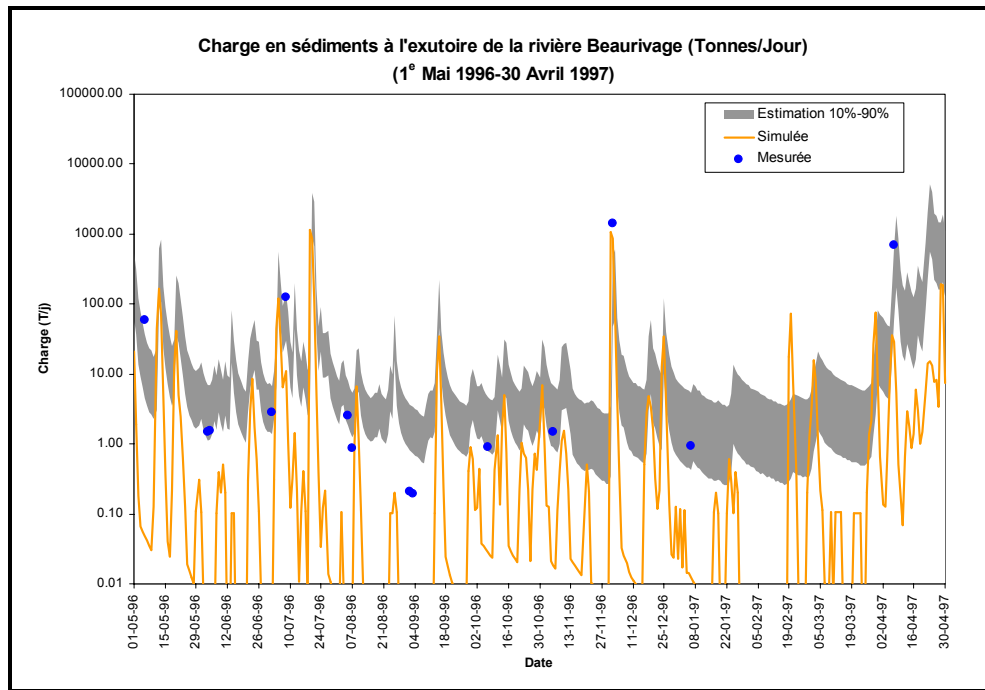


Figure E.29 : Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées

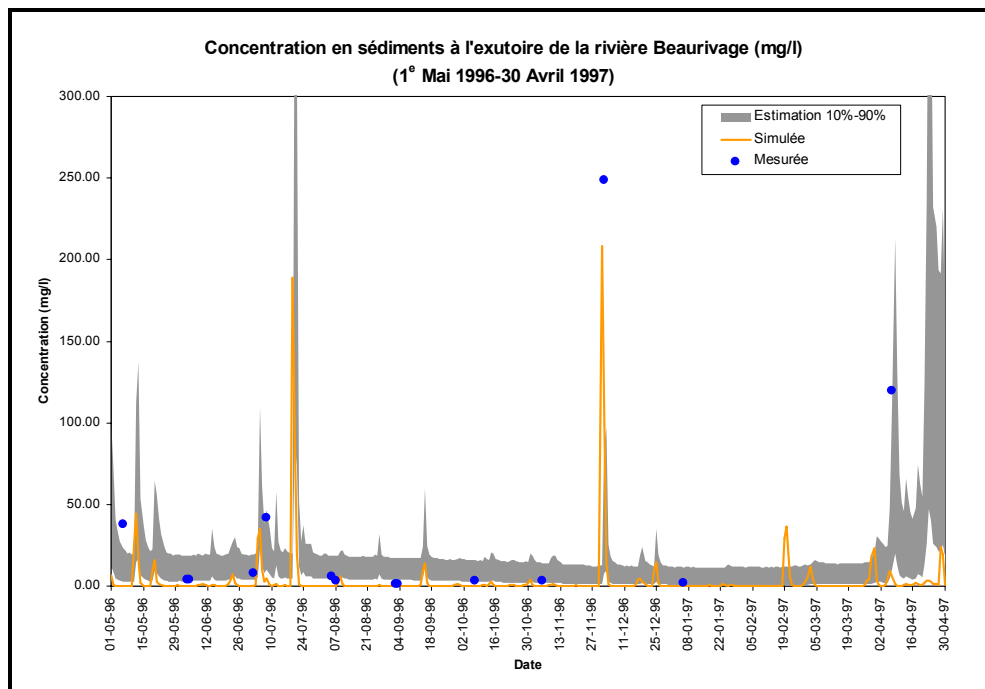


Figure E.30 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées

On voit une certaine amélioration de la simulation des charges et concentrations en comparaison avec celles estimées et mesurées. Toutefois, il est possible de noter que la présence des sédiments simulés par le modèle HSPF présente peu de ressemblance avec celle estimée par le modèle statistique. Également, les charges et concentrations en sédiments présentent de fortes variations s'accordant avec l'occurrence de débit de surface et la présence de crues induites par des événements pluvieux ou de fonte du couvert nival. Ainsi le modèle HSPF n'arrive pas à simuler la présence de sédiments lors des périodes d'étiage contrairement aux valeurs estimées par le modèle statistique. Néanmoins, il est possible de noter que les charges estimées lors des périodes d'étiage (lors des mois d'août et septembre) surestiment celles mesurées. En ce sens, les concentrations mesurées lors des périodes d'étiage demeurent assez faibles s'approchant de la limite de détection des mesures (1mg/l). Par conséquent, il demeure difficile de comparer les valeurs simulées tant avec celles estimées ou mesurées lors de telles périodes. L'apport en sédiments simulé par le modèle HSPF se limite donc au période de crues induites par des événements pluvieux ou lors de la fonte du couvert de neige. Le comportement résultant des sédiments simulés s'apparente donc à une série de pointes consécutives qui s'accordent toutefois avec les pointes des charges et concentrations en sédiments estimées. Ainsi le modèle présente une certaine tendance dans la représentation des variations des charges estimées. Le modèle HSPF présente donc certaines aptitudes à simuler le comportement des sédiments sur le bassin versant de la rivière Beaurivage. Bien que la simulation des charges et concentrations journalières soit moyennement représentative il est possible de comparer à nouveau les charges annuelles simulées et estimées. Le Tableau E.28 présente une comparaison entre la charge annuelle simulée et estimée.

Tableau E.28 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées

Charge annuelle	Unité	Année					Global
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	
Estimée 0.9Quantile	T/An	50503.02	40541.12	55038.10	28542.64	33929.48	41710.87
Estimée 0.1Quantile	T/An	6423.29	6250.21	6571.88	3298.88	4299.79	5368.81
Simulée	T/An	6941.19	5689.56	4920.52	2046.60	5614.26	5042.43
Erreur absolue	T/An	517.90	560.65	1651.36	1252.28	1314.47	326.39
Erreur relative	%	8.06	8.97	25.13	37.96	30.57	6.08
R2	-	0.09	0.82	0.55	0.47	0.63	0.51
Nash-Stutcliffe	-	-0.67	0.63	-0.27	0.37	-0.01	0.01

Ces résultats démontrent une claire amélioration de la charge annuelle simulée en comparaison avec le quartile 10% de la charge annuelle estimée. En ce sens, l'erreur relative est de 6.08% pour l'ensemble de la période de comparaison. L'ajustement des paramètres descriptifs du

comportement des sédiments peut être jugé acceptable compte tenu des remarques précédentes. Le modèle HSPF présente donc certaines aptitudes à simuler la charge annuelle en sédiments bien que la représentation des charges journalières demeure assez faible tel que décrit à l'aide des figures précédentes. Toutefois, il peut être noté que les coefficients de corrélation entre les valeurs simulées et mesurées présentent une certaine amélioration, et des valeurs résultantes jugées acceptables. De même les coefficients de Nash-Stucliffe présentent une certaine amélioration bien qu'il soit possible de noter la persistance de valeur très faible soulignant les difficultés du modèle à simuler les charges journalières.

En somme, le modèle HSPF présente un potentiel à simuler le comportement des sédiments notamment sur de longues périodes (ex : charge annuelle) bien que les charges journalières s'éloignent de celles estimées ou encore mesurées.

MSTLFG Estimation des teneurs en eau des horizons du sol

Cette application permet d'estimer la quantité d'eau stockée dans les différents horizons du sol qui interagissent avec des composés chimiques utilisés en agriculture. Cette application est requise puisque les quantités d'eau stockées générées par l'application PWATER ne peuvent être utilisées directement dans la simulation de la migration dans le sol d'éléments en solution. Ainsi, l'application MSTLFG adapte selon un schéma de transport vertical les flux et les quantités stockées déterminées par l'application PWATER. En ce sens, les eaux présentes dans le sol présentent un comportement de percolation verticale graduelle entre les différents horizons du sol.

Dans le cadre de la présente étude, l'application MSTLFG ne concerne que la classe maïs en raison des pesticides mesurés pour les périodes de Juin et Juillet 1996 et 1997. En effet, les pesticides visés jusqu'à présent sont l'Atrazine et le Métochlor et leur usage se concentre grandement sur les cultures de maïs. Ainsi le modèle de simulation du comportement détaillé des pesticides (PEST) sera appliqué essentiellement sur la classe maïs.

PEST Module d'application du comportement des pesticides

En raison de la complexité du comportement des pesticides, la simulation des processus descriptifs de l'avenir de ceux-ci doit être détaillée. En effet les taux d'application, d'adsorption et de dégradation varient d'un pesticide à l'autre. Par exemple le paraquat se lie fortement aux particules de sol diminuant sa présence dans les cours d'eau et augmentant sa concentration dans le sol. Inversement, l'Atrazine présente une interaction complexe avec le sol et se retrouve, dans les cours d'eau, en concentration plus élevée sous forme dissoute qu'adsorbée au sédiment.

L'application PEST permet la modélisation du comportement des pesticides en simulant les processus de dégradation, d'adsorption et de transport. La présence des pesticides est donc simulée à la fois dans les horizons du sol et les différents types d'écoulement et ce, sous trois formes distinctes : dissoute, adsorbée ou cristalline.

Le comportement des pesticides est simulé à partir des sorties des applications précédentes du module PERLND afin de déterminer leur transport et d'influencer les processus d'adsorption et de dégradation. Le transport des pesticides est dicté par l'écoulement des eaux ou encore par leurs associations avec les sédiments. Ils peuvent également être adsorbés aux particules de sol et ce, en fonction de leurs caractéristiques chimiques et de la capacité d'échange des horizons du sol. La dégradation des pesticides dépend de la susceptibilité du composé à être volatilisé ou dégradé par la lumière, la chaleur, les microorganismes et les processus chimiques. L'ensemble de ces processus est pris en compte par l'application PEST du modèle HSPF.

L'introduction des pesticides à la surface du sol peut être simulée selon deux méthodes générales : premièrement selon un changement dans les paramètres de stockage; deuxièmement selon un dépôt atmosphérique affectant l'horizon de surface uniquement.

L'ajout de pesticides sous forme de dépôts atmosphériques, peut être fait de deux façons selon la forme des données disponibles. Le dépôt peut être fait sous forme de flux massique (masse par unité de surface pour un intervalle donné), ou encore sous forme de concentration dans une précipitation. Dans le cas présent les pesticides (Atrazine) sont introduits sous forme de flux par unité de surface par heure.

Par la suite l'application PEST détermine l'avenir des pesticides. En ce sens, les pesticides sous forme adsorbée au sol pourront être transportés avec les particules érodées alors que ceux sous formes cristallines pourront être transportés avec ces mêmes particules sans toutefois s'y attacher. Les éléments en solution par contre se déplacent avec la migration des eaux présentes dans les horizons du sol.

Tel que mentionné, l'application PEST considère également la dégradation, l'adsorption et la désorption des pesticides. L'utilisateur peut faire appel à trois méthodes différentes pour la simulation de l'adsorption et la désorption des pesticides.

Cinétique de premier ordre

Cette méthode évalue l'adsorption et la désorption d'un pesticide selon un taux basé sur la quantité présente sous forme dissoute et sous forme adsorbée aux particules de sol. Cette méthode fait référence à une constante et est indépendante de la concentration.

Isotherme de Freundlich à valeur unique

Cette méthode utilise une courbe unique d'adsorption/désorption afin de déterminer, pour un pesticide, la concentration des fractions dissoute et adsorbée aux particules de sol. Dans le cas de l'Atrazine cette méthode sera favorisée puisqu'elle ne contraint pas l'utilisateur à faire appel à des applications supplémentaires.

Isotherme de Freundlich à valeur multiple

Cette méthode utilise un nombre multiple de courbes afin de déterminer, pour un pesticide, la concentration des fractions dissoute et adsorbée aux particules de sol.

La dégradation du pesticide est évaluée à partir du taux de dégradation (1/temps de demi-vie) estimé pour chacun des horizons du sol et pour chacune des formes observées (adsorbée, dissoute, cristalline).

Ainsi dans le contexte actuel, les paramètres descriptifs du comportement des pesticides (Atrazine) sont le coefficient K et l'exposant N de l'isotherme de Freundlich ainsi que le temps de demi-vie des différentes formes présentes dans chacun des horizons de sol. Également l'utilisateur doit indiquer la solubilité maximale du pesticide simulé. Il est à noter que le modèle HSPF ne peut simuler plus de trois pesticides simultanément.

Les valeurs initiales pour l'Atrazine sont présentées au tableau suivant.

Tableau E.29 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine

Paramètre	Description	Unité	Valeur
CMAX	Solubilité maximale de l'Atrazine	ppm	33
K1	Coefficient de l'isotherme de Freundlich	-	1.3
N1	Exposant de l'isotherme de Freundlich	-	1
SDGCON	Taux de dégradation dans l'horizon de surface du sol	1/jr	0.0167
UDGCON	Taux de dégradation dans l'horizon supérieur du sol	1/jr	0.0167
LDGCON	Taux de dégradation dans l'horizon inférieur du sol	1/jr	0.0167
ADGCON	Taux de dégradation dans l'horizon dans les aquifères actifs	1/jr	0.0167

Ces paramètres sont inspirés des paramètres par défauts attribués à l'Atrazine par le modèle HSPF.

De plus, tel que mentionné, l'Atrazine est ajouté à la classe d'occupation mais sous forme de flux massique d'Atrazine dissout par unité de surface par heure. Le calcul des taux d'application relève des éléments suivants :

L'Atrazine est appliqué lors des jours secs compris entre le 1^{er} et le 15 juin.

L'application est faite au courant de la journée entre 7:00 AM et 18:00 PM approximativement.

Le taux d'application horaire résulte du ratio entre la quantité totale d'Atrazine appliquée aux cultures de maïs et la superficie totale de maïs multipliée par le nombre total d'heures d'application potentielles.

Un tel calcul résulte de l'absence de connaissance des dates exactes d'application d'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage.

Pour la période comprise entre le 1 et 15 juin 1996 :

Application de 260.80 kg d'Atrazine sur 375.70ha de maïs sur un nombre potentiel de 48 heures d'application.

Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1997 :

Application de 205.00 kg d'Atrazine sur 311.00ha de maïs sur un nombre potentiel de 48 heures d'application.

Les valeurs de superficie des cultures de maïs ont été générées par le modèle GIBSI afin de prendre en compte la rotation des cultures et obtenir un taux d'application plus représentatif de la réalité terrain.

Comme le modèle HSPF ne prend pas en compte la rotation des cultures et présente une superficie complète en maïs de 512ha, il est nécessaire de procéder à l'application d'Atrazine, indiquée précédemment, sur l'ensemble de cette superficie. Ainsi, la quantité d'Atrazine totale peut être préservée.

Pour la période comprise entre le 1^{er} et 15 juin 1996 :

Le taux d'application résultant est de **0.51kg/ha** (0.45lb/ac) appliqué sur un nombre total de 48 heures soit **0.0106kg/ha.heure** (0.0095lb/ac.heure).

Pour la période comprise entre le 1 et 15 juin 1997 :

Le taux d'application résultant est de **0.40kg/ha** (0.36lb/ac) appliqué sur un nombre total de 144 heures soit **0.0028kg/ha.heure** (0.0025lb/ac.heure).

Par la suite, il est nécessaire, à l'aide des énoncés précédents, de constituer des fichiers horaires d'application d'Atrazine qui seront par la suite intégrés au modèle HSPF.

Afin de compléter la simulation du comportement des pesticides, l'utilisateur doit procéder à certaines applications du module RCHRES.

ADFG Modélisation de l'advection des particules entraînées présentes dans chacun des tronçons

Cette application permet le calcul des variables nécessaires à simulation de l'advection longitudinale des particules présentes dans chacun des tronçons. Ces variables sont dépendantes du volume et de l'écoulement déterminé par l'application HYDR. Il est à noter que l'entraînement des particules dépend des conditions initiales et finales du cours d'eau.

CONSG Modèle de conservation des éléments présents dans chacun des tronçons

Cette application permet la simulation de l'advection des éléments présents dans chacun des tronçons (solides dissouts, pesticides et herbicides). Dans un premier temps, cette application détermine la quantité d'éléments entrant dans le tronçon. Par la suite, elle évalue l'advection longitudinale des éléments présents dans le cours. Enfin, elle procède au calcul de la quantité d'éléments restante dans chacun des tronçons. Il est à noter que les éléments sont dispersés uniformément dans les cours d'eau. Également, chaque élément est entièrement entraîné et ce à la même vitesse que celle de l'eau s'écoulant dans le tronçon.

SEDFG Modélisation du comportement des sédiments inorganiques

Voir section précédente portant sur le comportement détaillé des sédiments simulés

GQUALFG Modélisation du comportement d'éléments liés à la qualité de l'eau

Cette application permet au modèle HSPF de simuler le comportement d'éléments présents dans chacun des tronçons. Les éléments modélisés peuvent être présents sous forme dissoute ou encore associée aux sédiments. En présence d'éléments sous forme dissoute l'application considère uniquement les processus suivants :

Advection des éléments dissous dans chacun des tronçons

Dégradation des éléments selon les mécanismes suivants : Hydrolyse, Oxydation par les radicaux d'oxygène libre, Photolyse, Volatilisation, Biodégradation, Méthode générale de dégradation de premier ordre

Production d'éléments secondaires résultant de la dégradation d'éléments parents selon les mécanismes de dégradation précédents.

Certains processus peuvent être considérés en présence d'éléments associés aux sédiments :

Advection des éléments adsorbés aux particules en suspension

Déposition et remise en suspension des éléments adsorbés aux sédiments

Dégradation des éléments en suspension ou déposés au fond des cours d'eau

Adsorption/Désorption entre les phases dissoute et adsorbée (aux sédiments), d'éléments liés à la qualité de l'eau.

Dans le contexte actuel, l'application GQUAL a été simplifiée par l'utilisation d'une méthode générale de dégradation de premier ordre. De plus, les paramètres par défaut des processus liés aux éléments associés aux sédiments sont restés inchangés en raison de l'importance moindre de la fraction de pesticides (Atrazine) adsorbée aux sédiments comparativement à la fraction dissoute dans l'eau. Le paramètre directeur de cette méthode générale représente le taux de dégradation (1/demi-vie) de l'élément lié à la qualité de l'eau. Ainsi un taux de 0.0167/jour a été utilisé pour décrire les processus de dégradation de la forme dissoute de l'Atrazine présente dans l'eau de chacun des tronçons.

Par la suite, il est possible de procéder à la simulation du comportement détaillé des pesticides.

Le modèle HSPF a donc été utilisé pour modéliser le comportement de l'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage en raison de la présence de mesures d'Atrazine à proximité de l'exutoire du bassin-versant pour les périodes comprises entre le 1 juin et le 31 juillet 1996 et 1997. La Figure E.31 et la Figure E.32 présentent les résultats initiaux de comparaison entre les concentrations d'Atrazine mesurées et simulées à proximité de l'exutoire du bassin-versant de la rivière Beaurivage. Les mesures de précipitations moyennes sont ajoutées aux concentrations d'Atrazine afin de faciliter la compréhension des mesures obtenues ainsi que des concentrations simulées.

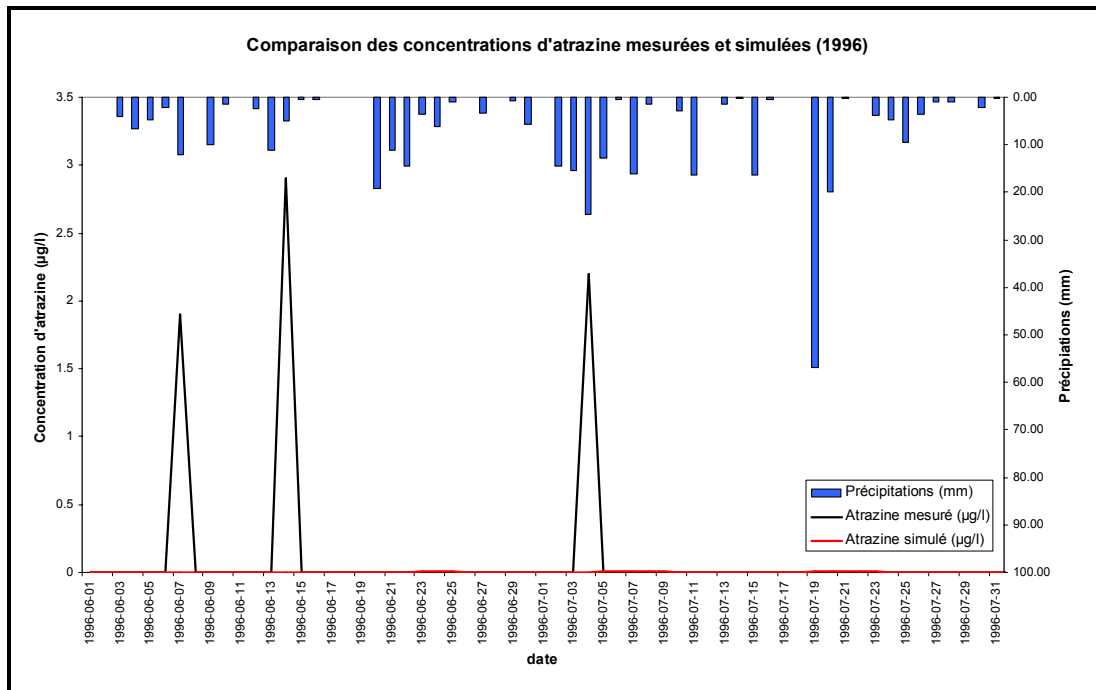


Figure E.31 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1996)

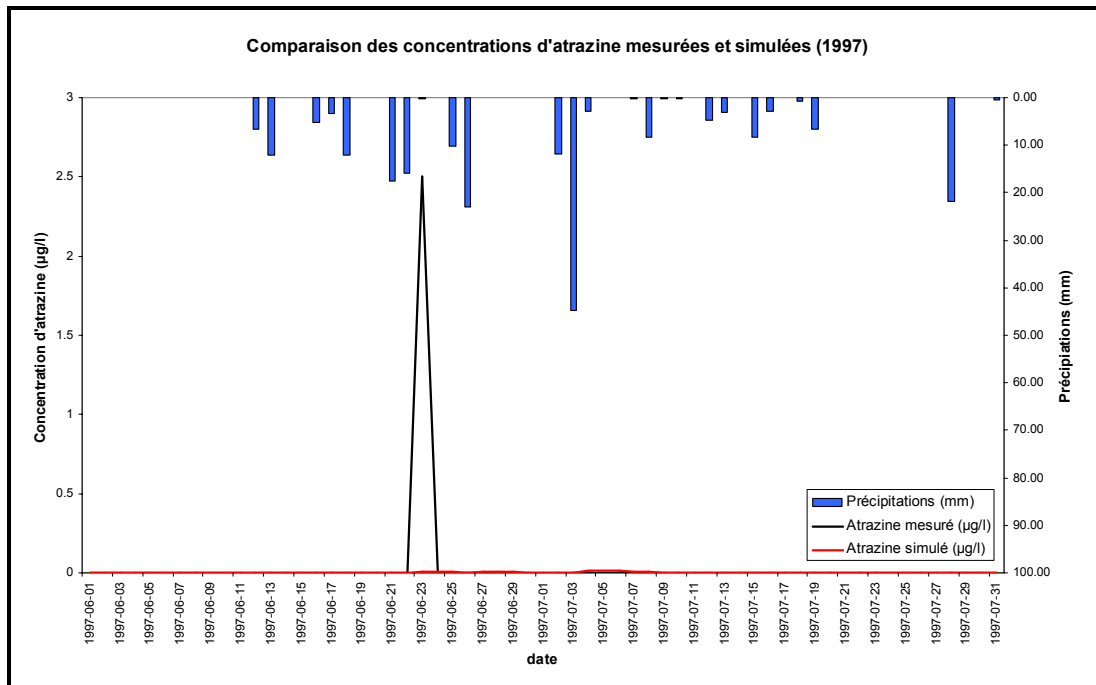


Figure E.32 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1997)

Les figures précédentes démontrent clairement les difficultés du modèle HSPF à modéliser le comportement de l'Atrazine. Les concentrations d'Atrazine simulées sont largement inférieures à celles mesurées. De plus, elles présentent des décalages notables en comparaison avec les dates d'observation de la présence de ce pesticide. Un tel résultat suppose :

L'accumulation de l'Atrazine dans les différents horizons du sol

La migration trop faible de l'Atrazine vers les tronçons drainant les cultures de maïs.

La Figure E.33 et la Figure E.34 dénotent clairement la présence d'Atrazine en continue à la surface du sol et soulignent leur dégradation plutôt que leur transport vers les cours d'eau.

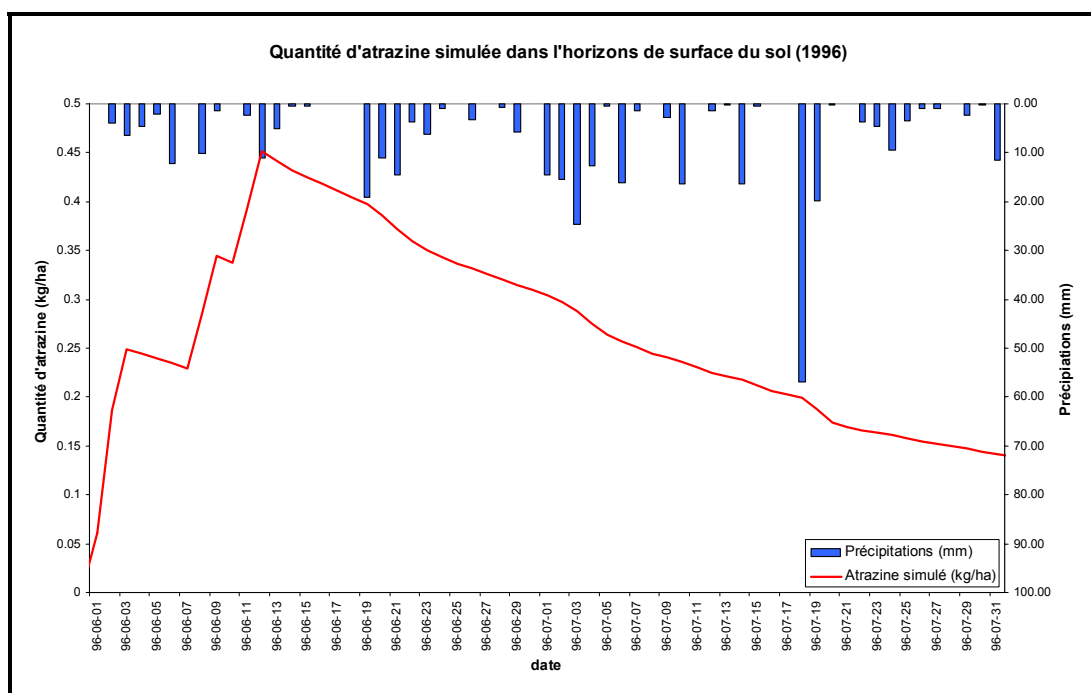


Figure E.33 : Quantité d'Atrazine simulée dans l'horizon de surface du sol (1996)

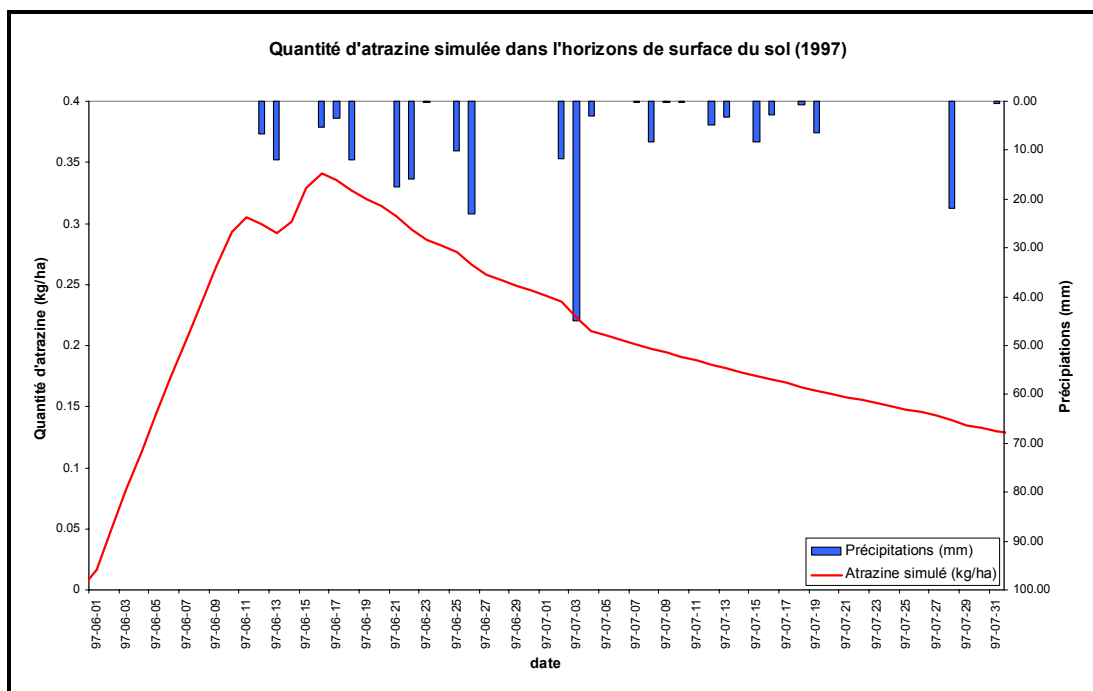


Figure E.34 : Quantité d'Atrazine simulée dans l'horizon de surface du sol (1997)

Les figures précédentes démontrent clairement l'augmentation de la quantité d'Atrazine induite par son application sur les cultures. Inversement, la perte d'Atrazine est essentiellement liée à sa dégradation accompagnée de courtes périodes de relargage dans les cours d'eau. Ces périodes correspondent à une accentuation momentanée de la pente décroissante de la quantité d'Atrazine par hectare de maïs.

Face à ces observations, il est possible d'envisager un calage à posteriori de l'application P WATER pour la classe d'occupation Maïs dans le but d'augmenter le relargage d'Atrazine dans les cours d'eau. En ce sens, les paramètres d'infiltration de la classe maïs peuvent être ajustés. Toutefois, jusqu'à présent, aucune calibration satisfaisante du modèle HSPF n'a permis d'obtenir des concentrations d'Atrazine s'approchant de celles mesurées. Bien que ce modèle, présente certaines aptitudes à reproduire les débits mesurés en rivière il ne parvient pas à simuler le comportement de pesticides tel l'Atrazine. Les charges et concentrations d'Atrazine générées demeurent nettement inférieures à celles observées tel que démontré à la Figure E.31 et à la Figure E.32. Néanmoins il pourrait être envisageable d'intégrer à la classe maïs certaines pratiques de gestion agricole afin d'évaluer leurs effets relatifs sur les concentrations d'Atrazine simulées.

En ce sens, il est à noter que le modèle HSPF n'inclut pas de pratiques de gestion agricole préétablies pour les pesticides. Par conséquent, l'utilisateur doit instaurer manuellement les

pratiques désirées. De plus leur intégration au modèle s'exprime par leurs effets sur les quantités de pesticides appliqués, présents dans les différents horizons du sol, rejetés dans les cours d'eau ou encore sur les concentrations présentes dans chacun des tronçons. Par exemple, il serait possible d'appliquer une pratique de gestion agricole sur certains sous-bassins versants et contribuant au remaniement de 10%, 20% ou 30% (au choix) des pesticides rejetés dans les cours d'eau par les horizons du sol de la classe d'occupation concernée (ex : Maïs). Mais jusqu'à présent de telles pratiques ne démontreraient que la possibilité d'intervenir sur l'avenir des pesticides et non de l'évaluation de pratique de gestion proprement dite.

ANNEXE F. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET APPLICATION DE SWAT

F.1 CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES POUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE

L'implantation de SWAT a été réalisée en utilisant l'interface graphique *AVSWAT2000* (Di Luzio *et al.*, 2004). Cette interface est une extension qui permet d'utiliser toutes les fonctions et le potentiel du SIG ArcView, en aidant à digitaliser le bassin versant et à intégrer les différentes données (météo, hydrologiques, qualité).

Il est à noter que l'interface et les étapes d'implantation du secteur d'étude au modèle SWAT sont pratiquement identiques à ceux du système BASINS. Toutefois certaines nuances sont présentes quant à la reclassification des cartes d'occupations du territoire et types de sols.

F.1.1. Intégration des couches d'informations

Dans le même sens que pour le modèle HSPF, cette section se veut une description de l'intégration au modèle SWAT des couches d'informations liées au secteur d'étude c'est-à-dire le bassin versant de la rivière Chaudière. Afin de procéder à son intégration, le modèle SWAT nécessite également en entrée certaines données de démarrage qui sont :

- Le modèle numérique de terrain
- Les limites du bassin versant
- Le réseau hydrographique

Chacune de ces couches d'informations est disponible pour le secteur d'études puisqu'elles sont également utilisées par le modèle GIBSI. Toutefois, le format de ces couches doit être préalablement vérifié et modifié afin de respecter la structure des fichiers d'entrée correspondants pour le modèle SWAT. Cette étape est d'une importance capitale au bon fonctionnement de SWAT. En effet, les formats des différentes couches d'informations doivent respecter sans faute ceux prescrits par le modèle. Une fois les données formatées, elles peuvent être intégrées au système. La Figure E.1 présente l'intégration des données de démarrage au modèle SWAT.

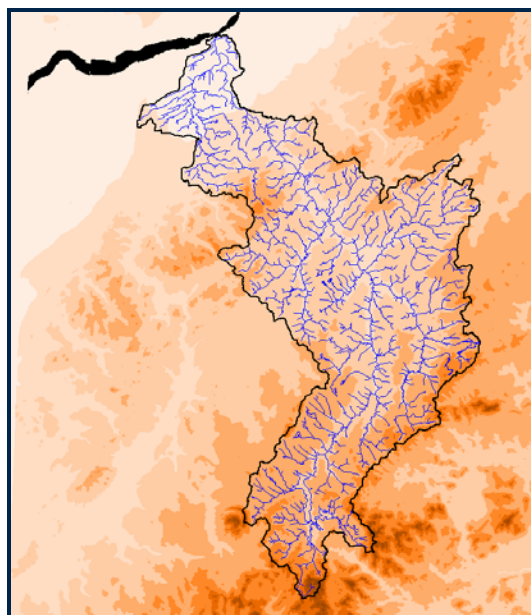


Figure F.1 : Intégration du bassin versant de la rivière Chaudière au modèle SWAT

La Figure E.1 démontre clairement la prise en compte initiale du secteur d'étude par SWAT. Il est donc possible d'observer en fond d'écran le modèle numérique (résolution 100m) de terrain, de même, les limites du bassin ainsi que le réseau hydrographique sont représentés par les lignes noire et bleues.

Suite à l'intégration des données de démarrage, l'utilisateur peut au besoin ajouter toutes couches d'informations pertinentes à la présente étude. Dans le cas présent, nous avons procédé à une intégration complète de la totalité des informations pertinentes et disponibles pour le secteur d'étude.

Rappelons que l'intégration de chacune des couches d'information requiert préalablement la mise en forme des données selon les formats d'entrée du modèle SWAT. Plus techniquement, ces formats sont liés à ceux s'affichant dans la constitution de bases de données de type DBASE associées notamment au fichier du système d'informations géographiques supportant le modèle (ArcView 3.2 dans le cas présent). De tels fichiers sont caractérisés par des champs de formats (chiffres, texte, logique...) et largeur définis. Ainsi, les fichiers liés aux couches d'informations doivent être convertis afin de disposer les données selon les champs définissant les fichiers d'entrée de SWAT. Les différentes couches d'informations intégrées au modèle SWAT sont présentées ci-dessous.

(i) Carte d'occupation du territoire

La caractérisation de l'utilisation du territoire du bassin versant a été réalisée en important et en reliant une carte de vecteur existante à la base de données SWAT Land Cover. La relation entre les catégories de thèmes d'utilisation du territoire et la base de données SWAT Land Cover a été effectuée en utilisant une simple table de consultation « look-up ». Les classes d'utilisation du territoire résultantes sont présentées au Tableau F.1 et illustrées à la Figure F.2.

Tableau F.1 : Reclassification de l'occupation du sol sur le bassin versant de la rivière Chaudière

Numéros de classes	Classes thématiques		
	GIBSI	SWAT	%
1 et 7	Urbain et sol nu	<i>Urban area</i>	5.7
2	Pâturage et foin	<i>Pasture</i>	11.39
3	Céréales	<i>Corn</i>	3.80
4	Maïs	<i>Sweet corn</i>	0.31
5	Eau	<i>Water</i>	1.68
6	Milieu humide	<i>Wetland</i>	2.24
8	Friche	<i>Mixed forest</i>	12.86
9	Feuillus	<i>Deciduous forest</i>	39.87
10	Conifères	<i>Evergreen forest</i>	22.14

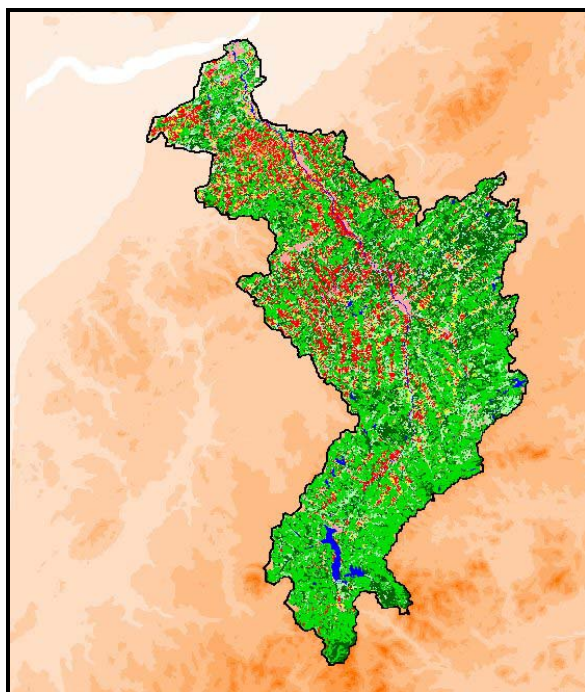


Figure F.2 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Chaudière avec SWAT

(ii) Carte des types de sol

En ce qui a trait à la procédure utilisée pour définir une carte du sol telle que requise par SWAT, premièrement, avec l'information existante pour chaque carte (*i.e.*, pourcentage d'argile, de limon, de sable et de conductivité hydraulique), nous avons développé une base de données USER Soils. Nous avons alors dérivé les valeurs de texture, en utilisant les fonctions de pédotransfert classiques proposées par Saxton *et al.* (1986), et d'autres propriétés de sol telle que la capacité d'eau disponible (AWC). À partir des valeurs de conductivité hydraulique, nous avons classifié chaque carte selon les groupes hydrologiques A, B, C, ou D du Service de Conservation du Territoire (SCS) sur la base selon laquelle SWAT peut calculer la surface d'écoulement en utilisant la procédure de la courbe numérique (CN). Même pour la caractérisation du sol, la relation entre les catégories de thèmes de sol et la base de données de sol a été faite en utilisant la simple table de consultation « look-up », et en réalisant pour chaque carte sa paramétrisation physique (Figure F.3). En particulier, parmi les différentes options implantées dans AVSWAT2000, l'option « Stmuid+Seqn » a été adoptée, c'est-à-dire que l'option « Stmuid+Seqn » permet à l'utilisateur de spécifier pour chaque polygone les séries de sols correspondantes, au moyen d'une simple table telle que celles adoptées pour la relation à la base de données U.S. qui consiste en un numéro de cinq chiffres (Stmuid) pour spécifier le

code du polygone combiné à un nombre à 4 chiffres (Seqn) pour spécifier les séries de sols séquentielles dans le polygone.

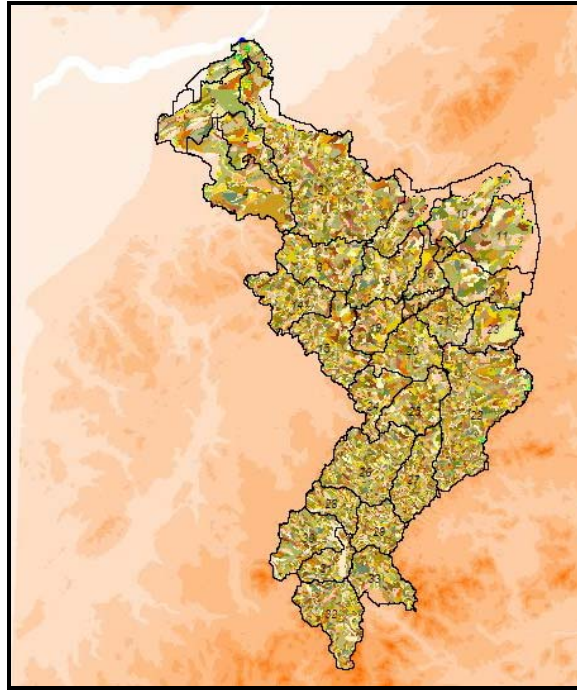


Figure F.3 : Carte des sols du bassin versant de la rivière Chaudière avec SWAT

(iii) Les données de suivi environnemental

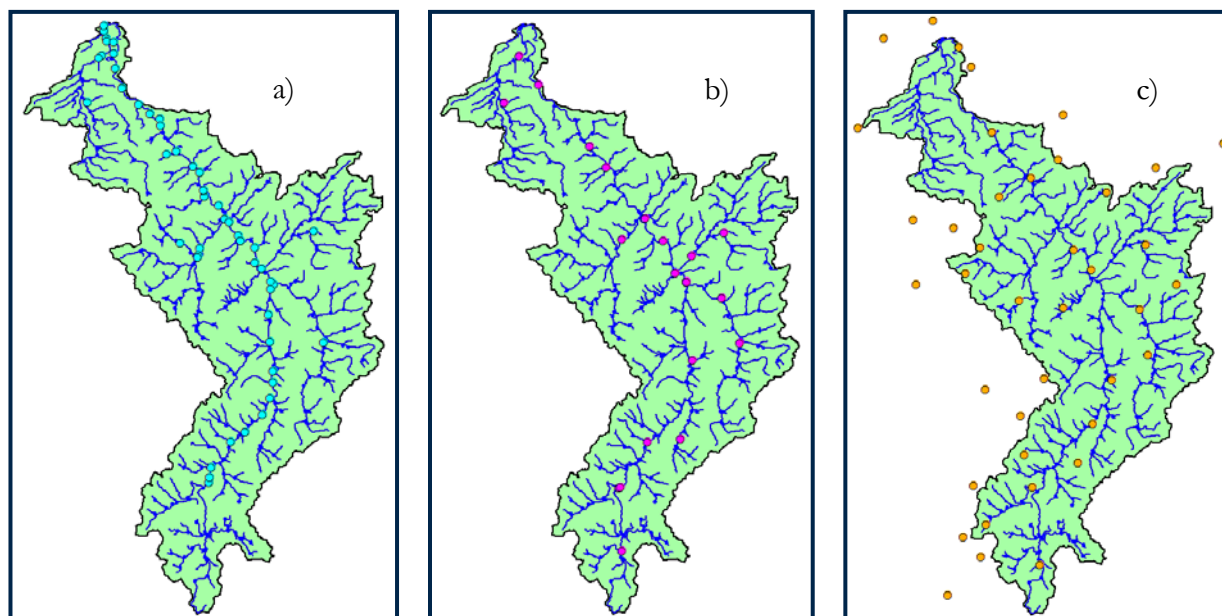


Figure F.4 : Représentation a) des stations de mesures et d'observation de la qualité de l'eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques

Les données de suivi environnemental sont représentées géographiquement par le positionnement des diverses stations de mesures. Ces stations sont, par la suite, liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques sont largement sollicitées pour l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude.

(iv) Les données de charges et sources ponctuelles de rejets et polluants

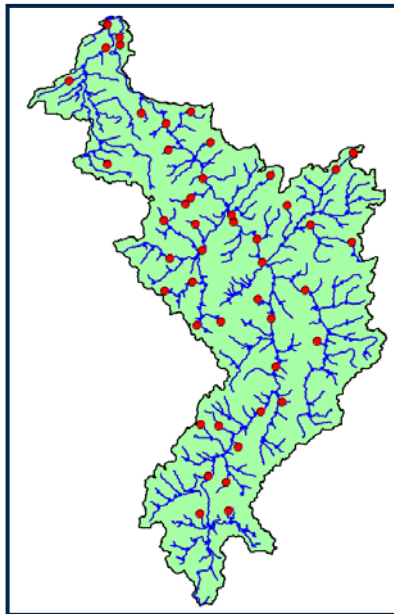


Figure F.5 : Sources ponctuelles de rejets et polluants

Tout comme les données de suivi environnemental, celles portant sur les charges et sources ponctuelles de polluants sont représentées par la localisation des sources ponctuelles. Les sources de rejets sont également liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques interviennent aussi dans l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude. Il est à noter que les données mesurées doivent être codées selon les identifiants associés aux divers polluants notés par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (*U.S. Environmental Protection Agency (EPA)*).

F.1.2. Digitalisation automatique du bassin versant

Suite à l'intégration des couches d'informations, le modèle SWAT doit procéder à une digitalisation du bassin versant permettant l'utilisation subséquente d'outils d'analyses et de modélisations sur le bassin versant. Cette digitalisation procède selon les étapes décrites ci-dessous.

La caractérisation de la délimitation et de la topographie du bassin versant de la rivière Chaudière a été effectuée avec un modèle d'élévation digitale (MED) à une résolution de 100m et en utilisant l'outil WATERSHED DELINEATION, qui utilise et développe des fonctions

d'extension ArcView et Spatial Analyst pour effectuer la digitalisation automatique du bassin versant.

Délimitation automatique du secteur d'étude

À l'aide du modèle numérique de terrain, du réseau hydrographique numérisé et des limites du bassin versant, le système SWAT procède à une délimitation automatique du secteur d'étude. Le résultat (Figure E.5) cible la zone comprise uniquement à l'intérieur des limites du bassin versant. De plus, le modèle numérique de terrain est reclassifié en fonction de la zone ciblée.

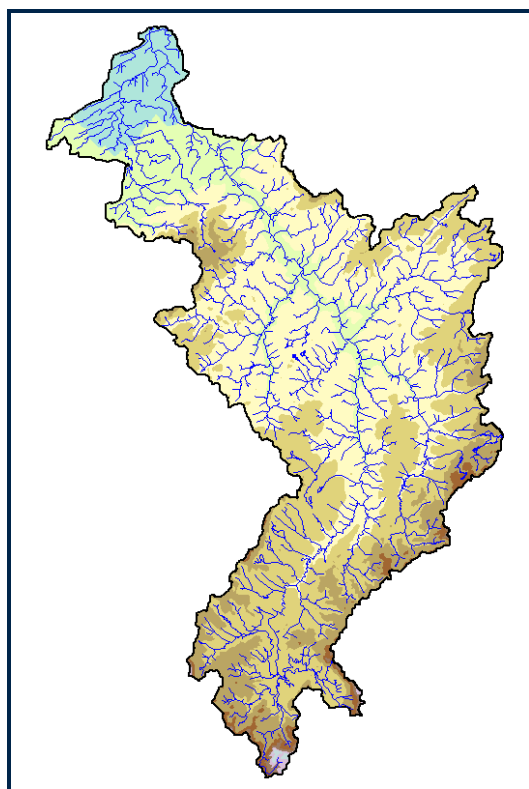


Figure F.6 : Délimitation automatique du secteur d'étude

Digitalisation automatique du réseau hydrographique

Suite à la délimitation automatique du secteur d'étude, le modèle SWAT procède à une régénération automatique du réseau hydrographique utilisant à nouveau le modèle numérique de terrain, le réseau hydrographique initial ainsi que la zone ciblée à l'étape précédente. Il est à noter que SWAT utilise la configuration du sous-bassin comme schéma de discrétisation pour un bassin versant. La dimension et le nombre de sous-bassins sont obtenus en fixant une

surface seuil qui définit la superficie de drainage minimum requise pour former l'origine d'un réseau hydrographique. Dans le contexte actuel, la plus faible superficie acceptable est de 650ha. Le résultat (Figure F.7) de cette régénération peut être superposé au réseau initial afin d'évaluer la qualité du réseau obtenu. La Figure F.7 démontre clairement que le réseau nouvellement créé (présenté en bleu foncé) respecte l'original (présenté en bleu pâle) bien qu'il présente une arborescence légèrement plus faible. De plus, le système procède à la détermination des différents exutoires (points bleus) relatifs aux tronçons tout en déterminant les points d'entrée dans le réseau des sources de rejets et polluants (points rouges)

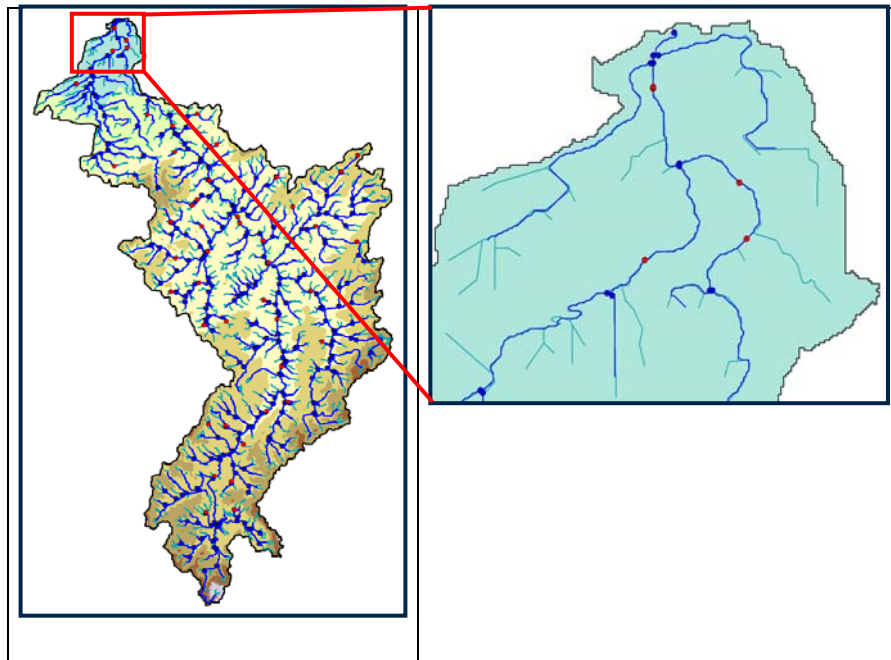


Figure F.7 : Régénération automatique du réseau hydrographique

Délimitation automatique du bassin versant sélectionné

Par la suite, l'utilisateur est appelé à indiquer au modèle SWAT l'exutoire du bassin versant afin de procéder à la délimitation automatique du bassin versant sélectionné. Ainsi, SWAT délimite la surface de drainage correspondant au réseau hydrographique régénéré. Le système procède également à la détermination de l'ensemble des sous-bassins versants associés à chacun des exutoires relatifs aux tronçons. Dans le cas présent, la plus faible superficie acceptable de 650ha conduit à l'obtention de 531 sous-bassins représentant l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière. L'utilisateur peut également demander l'affichage d'attributs liés à la fois aux tronçons et aux sous-bassins (Figure F.8).

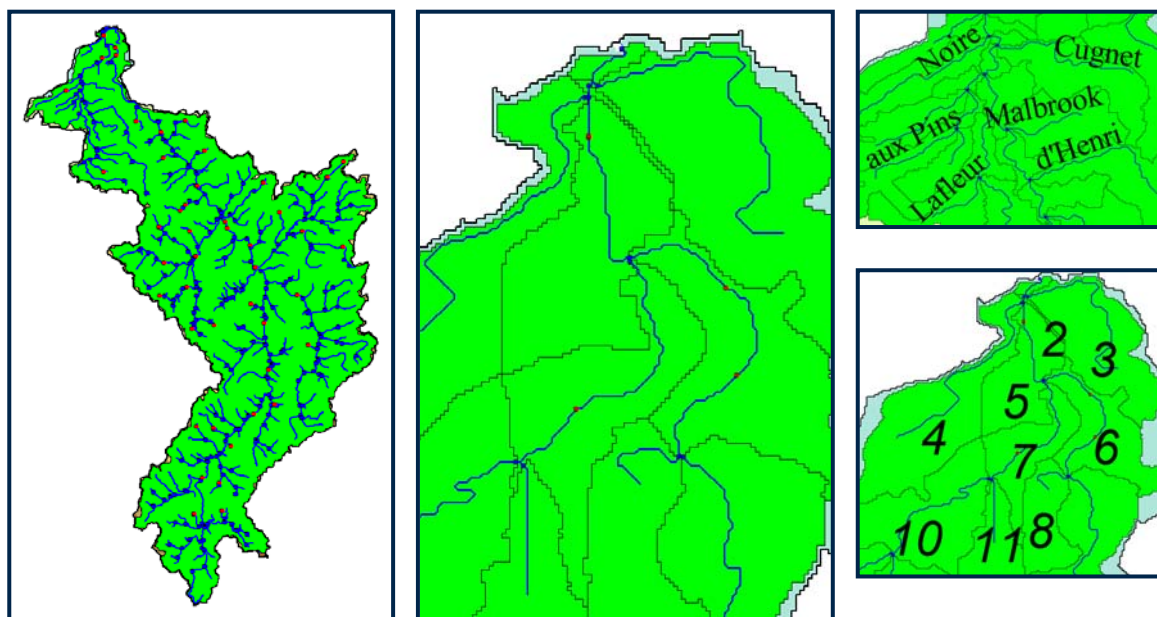


Figure F.8 : Délimitation automatique du bassin versant sélectionné

Cette digitalisation du bassin versant à l'aide du système AVSWAT2000 est une étape préliminaire et nécessaire à l'utilisation du modèle hydrologique SWAT.

Suite à l'intégration de l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière, les étapes précédentes ont été reprises pour le bassin versant de la rivière Beaurivage. Un tel exercice répond à la présence de mesures de certains pesticides à l'exutoire de ce bassin versant et permet une application plus détaillée du modèle SWAT sur ce secteur d'étude.

F.2 CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES POUR LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BEURIVAGE

F.2.1. Intégration des couches d'informations

Dans le même sens que pour l'ensemble du bassin versant la rivière Chaudière, la Figure F.9 regroupe les données de démarrages (modèle numérique de terrain, limites du bassin versant, réseau hydrographique) pour la rivière Beurivage.

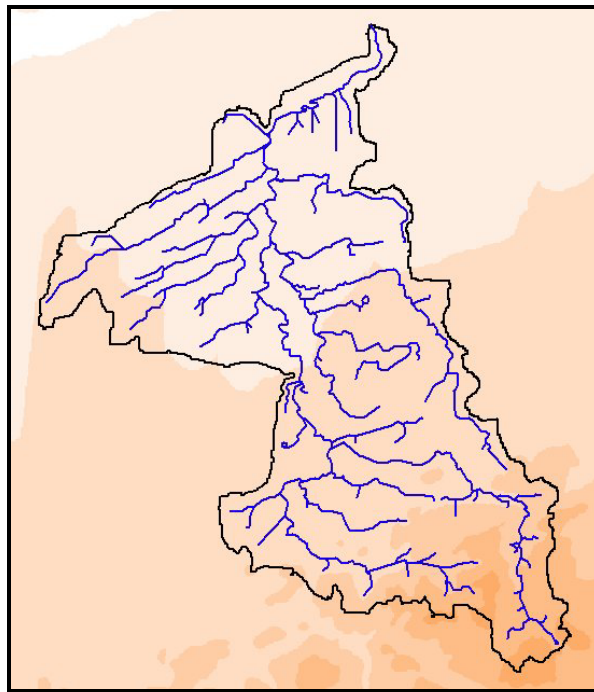


Figure F.9 : Intégration du secteur d'étude au système SWAT

La Figure E.19 démontre clairement la prise en compte initiale du secteur d'étude par SWAT. Il est donc possible d'observer en fond d'écran le modèle numérique (résolution 100m) de terrain, de même, les limites du bassin ainsi que le réseau hydrographique sont représentés par les lignes noire et bleues.

(i) Carte d'occupation du territoire

La caractérisation de l'utilisation du territoire du bassin versant de la rivière Beurivage a été générée à partir de la carte d'occupation du territoire de l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière. À nouveau, les classes thématiques ont été reclassifiées selon la base de

données SWAT Land Cover. Les classes d'utilisation du territoire résultantes sont à nouveau présentées au Tableau F.2 et illustrées à la Figure F.10.

Tableau F.2 : Reclassification de l'occupation du sol sur le bassin versant de la rivière Beurivage

Numéros de classes	Classes thématiques		
	GIBSI	SWAT	%
1 et 7	Urbain et sol nu	<i>Urban area</i>	8.16
2	Pâturage et foin	<i>Pasture</i>	17.72
3	Céréales	<i>Corn</i>	6.68
4	Maïs	<i>Sweet corn</i>	0.69
5	Eau	<i>Water</i>	0.32
6	Milieu humide	<i>Wetland</i>	3.11
8	Friche	<i>Mixed forest</i>	11.04
9	Feuillus	<i>Deciduous forest</i>	33.56
10	Conifères	<i>Evergreen forest</i>	18.71

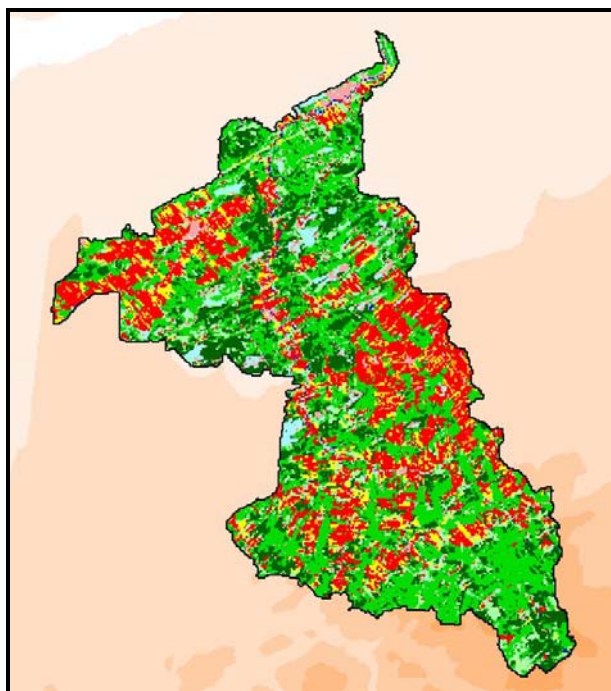


Figure F.10 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Beurivage avec SWAT

(ii) Carte des types de sol

Dans le même sens que la carte d'utilisation du territoire, celle portant sur les types de sol a été générée à partir de celle créée pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Chaudière. La même procédure a été employée afin d'obtenir une carte des types de sol répondant aux exigences du modèle SWAT. Cette procédure met en évidence la relation entre les catégories de thèmes de sol et la base de données de sol. Cette relation a été faite en utilisant la simple table de consultation « look-up », et en réalisant pour chaque carte sa paramétrisation physique (Figure F.11). À nouveau l'option « Stmuid+Seqn » de AWSWAT2000 a été adoptée. Celle-ci permet à l'utilisateur de spécifier pour chaque polygone les séries de sols correspondantes; et ce au moyen d'une simple table telle que celles adoptées pour la relation à la base de données U.S. qui consiste en un numéro de cinq chiffres (Stmuid) pour spécifier le code du polygone combiné à un nombre à 4 chiffres (Seqn) pour spécifier les séries de sols séquentielles dans le polygone.

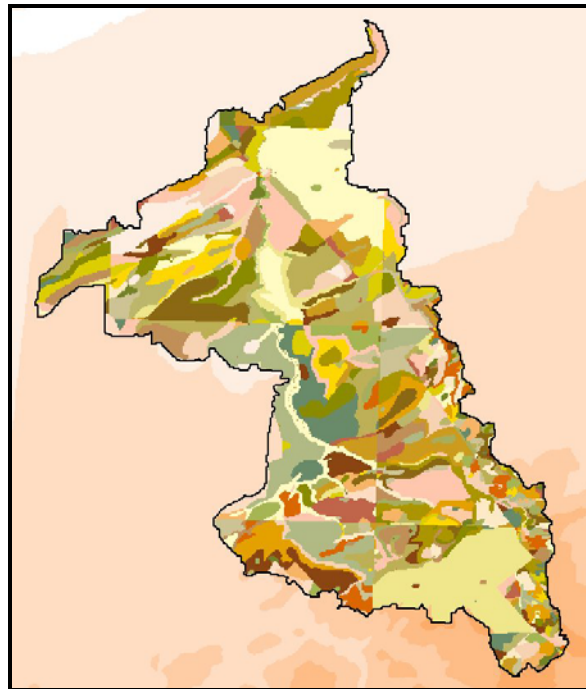


Figure F.11 : Carte des sols du bassin versant de la rivière Beurivage avec SWAT

(iii) Les données de suivi environnemental

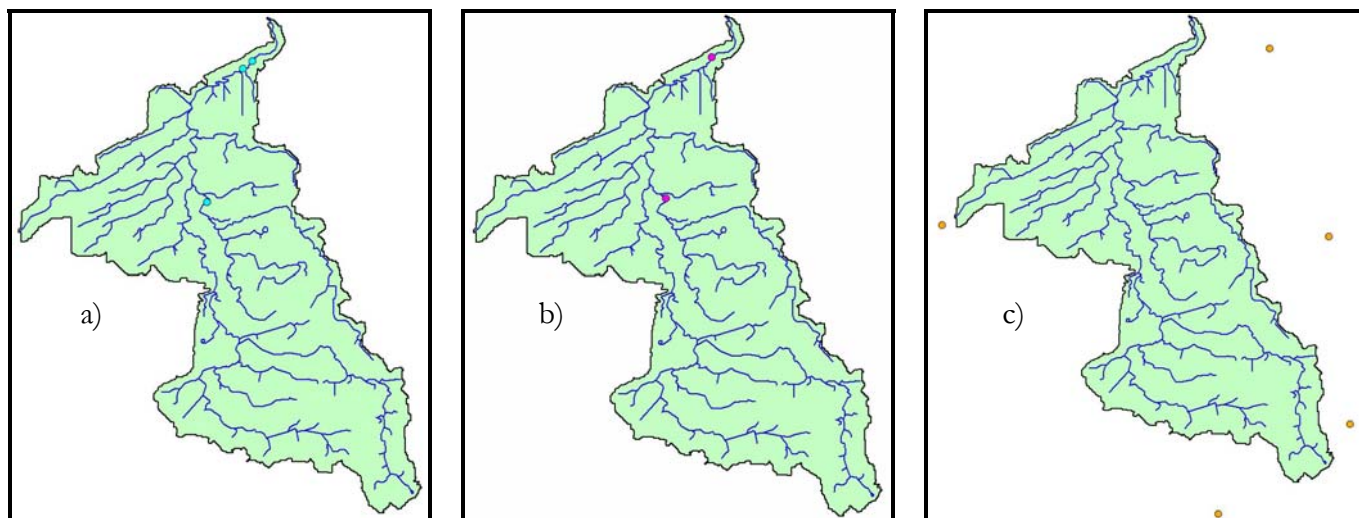


Figure F.12 : Représentation a) des stations de mesures et d'observation de la qualité de l'eau, b) des stations hydrométriques et c) des stations météorologiques

Les données de suivi environnemental sont représentées géographiquement par le positionnement des diverses stations de mesures. Ces stations sont, par la suite, liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques sont largement sollicitées pour l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude.

(iv) Les données de charges et sources ponctuelles de rejets et polluants

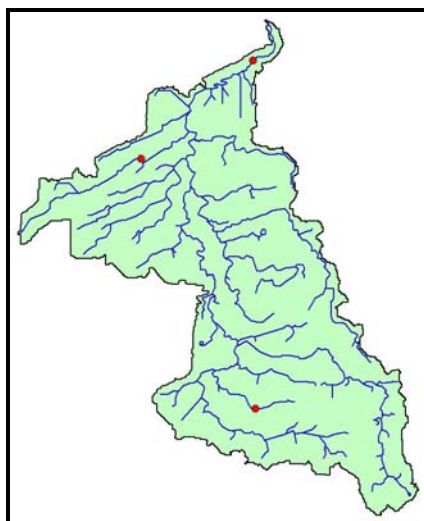


Figure F.13 : Sources ponctuelles de rejets et polluants

Tout comme les données de suivi environnemental, celles portant sur les charges et sources ponctuelles de polluants sont représentées par la localisation des sources ponctuelles. Les sources de rejets sont également liées aux bases de données mesurées pour chaque site. Ces bases de données historiques interviennent aussi dans l'élaboration de rapport ou la modélisation de la qualité de l'eau sur le secteur d'étude.

F.2.2. Digitalisation automatique du bassin versant

Suite à l'intégration des couches d'informations, le modèle SWAT doit procéder à une digitalisation du bassin versant permettant l'utilisation subséquente d'outils d'analyses et de modélisations sur le bassin versant. Cette digitalisation procède selon les étapes décrites ci-dessous.

La caractérisation de la délimitation et de la topographie du bassin versant de la rivière Beaurivage a été effectuée avec un modèle numérique d'altitude (MNA) à une résolution de 100 m et en utilisant l'outil WATERSHED DELINEATION, qui utilise et développe des fonctions d'extension ArcView et Spatial Analyst pour effectuer la digitalisation automatique du bassin versant.

Délimitation automatique du secteur d'étude

À l'aide du MNA, du réseau hydrographique numérisé et des limites du bassin versant, le système SWAT procède à une délimitation automatique du secteur d'étude. Le résultat (Figure F.14) cible la zone comprise uniquement à l'intérieur des limites du bassin versant. De plus, le modèle numérique de terrain est reclassifié en fonction de la zone ciblée.

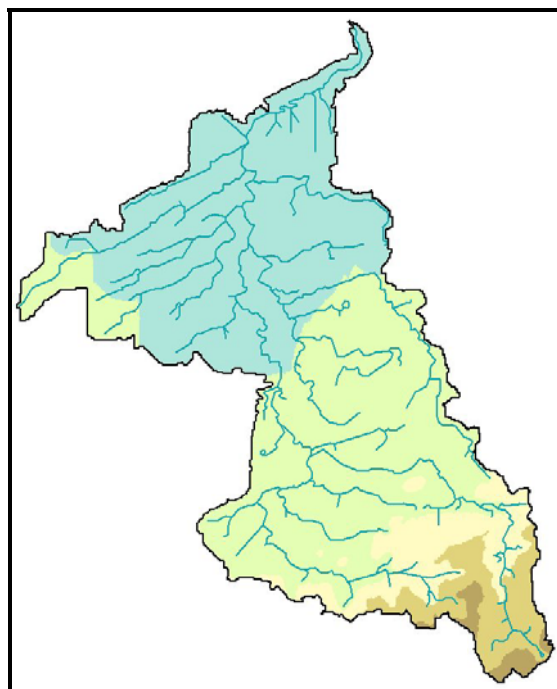


Figure F.14 : Délimitation automatique du secteur d'étude

Digitalisation automatique du réseau hydrographique

Suite à la délimitation automatique du secteur d'étude, le modèle SWAT procède à une régénération automatique du réseau hydrographique utilisant à nouveau le MNA, le réseau hydrographique initial ainsi que la zone ciblée à l'étape précédente. La dimension et le nombre de sous-bassins sont obtenus en fixant une surface seuil qui définit la superficie de drainage minimum requise pour former l'origine d'un réseau hydrographique. Dans le contexte actuel, la superficie suggérer comme valeur seuil, pour le bassin versant de la rivière Beurivage est de 1300 ha. Le résultat (Figure F.15) de cette régénération peut être superposé au réseau initial afin d'évaluer la qualité du réseau obtenu. La Figure F.15 démontre clairement que le réseau nouvellement créé (présenté en bleu foncé) respecte l'original (présenté en bleu pâle) bien qu'il présente une arborescence plus faible. De plus, le système procède à la détermination des différents exutoires (points bleus) relatifs aux tronçons tout en déterminant les points d'entrée dans le réseau des sources de rejets et polluants (points rouges)

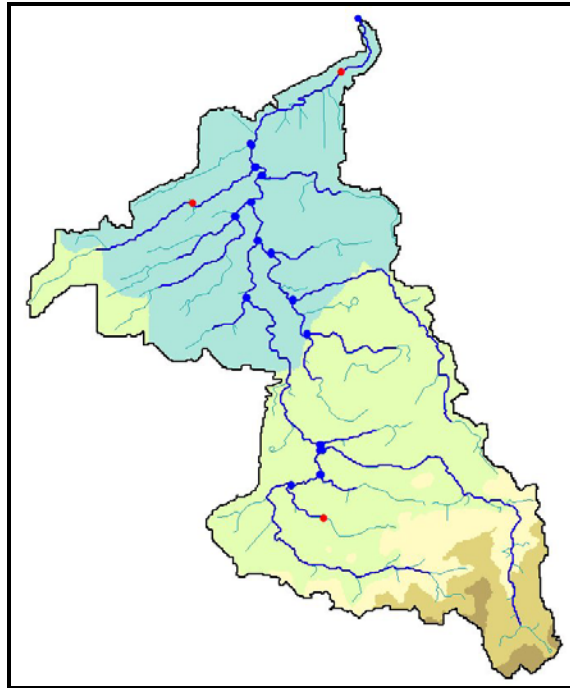


Figure F.15 : Régénération automatique du réseau hydrographique

Délimitation automatique du bassin versant sélectionné

Par la suite, l'utilisateur est appelé à indiquer au modèle SWAT l'exutoire du bassin versant afin de procéder à la délimitation automatique du bassin versant sélectionné. Ainsi, SWAT délimite la surface de drainage correspondant au réseau hydrographique régénéré. Le système procède également à la détermination de l'ensemble des sous-bassins versants associés à chacun des exutoires relatifs aux tronçons. Dans le cas présent, la superficie suggérée comme valeur seuil 1300 ha conduit à l'obtention de 30 sous-bassins décrivant l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage (Figure F.16).

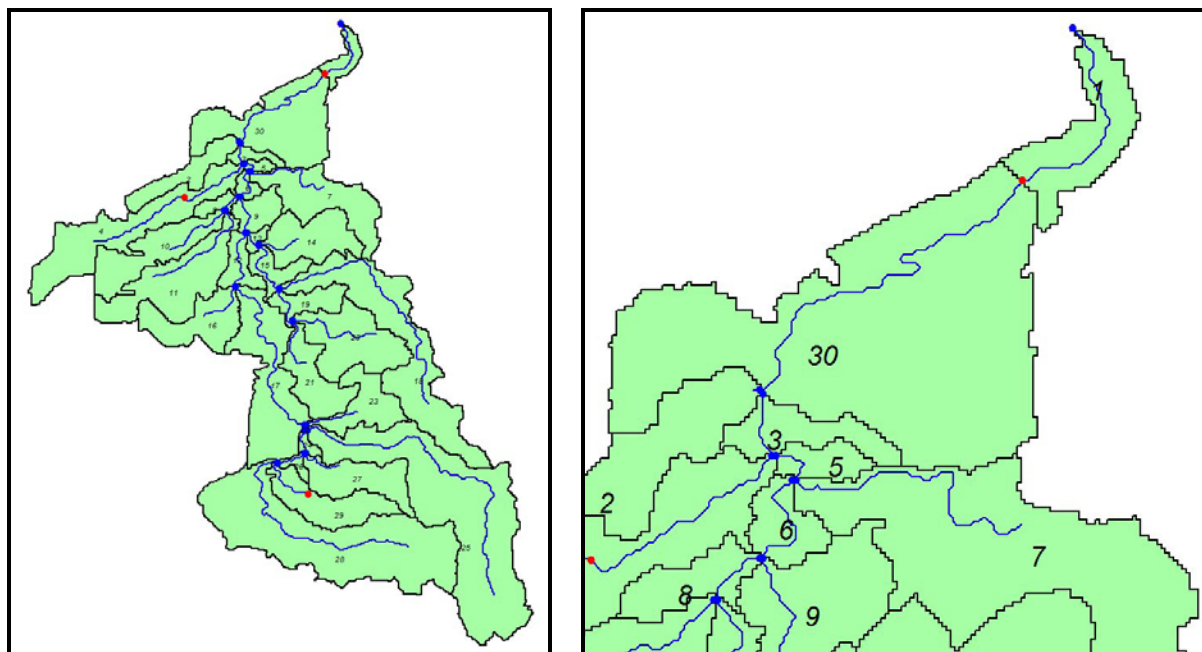


Figure F.16 : Délimitation automatique du bassin versant sélectionné

Cette digitalisation du bassin versant, à l'aide du système AVSWAT2000, est une étape préliminaire et nécessaire à l'utilisation du modèle hydrologique SWAT.

Une fois l'intégration de l'ensemble du bassin versant de la rivière Beurivage terminer, le modèle SWAT procède à la détermination des unités de réponse hydrologique (HRU). Cette étape est préalable à l'application hydrologique du modèle sur le secteur d'étude.

F.2.3. Détermination des unités de réponse hydrologique

Suite à l'intégration des données spatiales, à la digitalisation et à la délimitation du réseau hydrographique, le modèle SWAT détermine la distribution des unités de réponse hydrologique (HRU) en superposant les cartes de type de sol et d'occupation du territoire. Il est à noter que SWAT offre deux options pour déterminer la distribution des HRU :

1. Assigner une simple HRU à chaque sous-bassin.
2. Assigner plusieurs HRU à chaque sous-bassin.

Dans le cas présent, la deuxième option a été favorisée afin de prendre en compte la variabilité spatiale des types de sols et de l'occupation du territoire présents sur chaque sous-bassin déterminé précédemment par le modèle SWAT. Ainsi, le développement de HRU multiples consiste en une opération à deux étapes. Premièrement, l'utilisateur doit définir un niveau seuil pour éliminer, au besoin, les classes d'utilisation du territoire mineures. Les utilisations du territoire qui couvrent un pourcentage de la surface du sous-bassin moindre que ce niveau seuil sont donc éliminées. Suite à ce processus d'élimination, le modèle SWAT procède à une réaffectation des classes éliminées en fonction de l'importance des classes restantes. Lors de la deuxième étape de la détermination des HRU, l'utilisateur doit définir un autre niveau seuil permettant l'élimination des classes de sol mineures sur une surface d'utilisation du territoire. Comme avec les surfaces d'utilisation du territoire, une fois les types de sol mineurs éliminés, la surface restante des sols est reclassifiée afin que 100 % de la surface d'utilisation du territoire soit modélisée. Dans le cadre de l'étude actuelle, des niveaux seuils assez bas ont été déterminés afin de minimiser l'élimination de classes d'occupations du territoire, notamment la présence de cultures de maïs, déterminante dans l'évaluation environnementale de l'impact de certains pesticides (Atrazine et Métolachlor). Par conséquent, des niveaux seuils de 1 % et 6 % ont été choisis respectivement pour les classes d'utilisation du territoire et les types de sol afin de préserver avec précision le portrait descriptif de ces caractéristiques sur le secteur d'étude. Ces procédures ont donné 803 surfaces avec des combinaisons uniques d'utilisation du territoire et de type de sol. De plus, ces valeurs seuils ont été définies soit pour atteindre approximativement la même discrétisation spatiale adoptée dans l'application d'HYDROTEL/GIBSI (*i.e.*, 192 USS, Unités Spatiales de Simulation), soit pour obtenir un nombre de HRU acceptable pour permettre alors des temps de calcul réalisables. Cela a conduit à la définition de 2033 unités spatiales ayant une combinaison unique d'occupation du sol et de type de sol. En recoupant cette information avec la délimitation du bassin versant, nous avons obtenu un total de 3208 HRU. À noter que SWAT, contrairement à GIBSI et BASINS, ne permet pas la visualisation des HRU à l'aide d'une carte.

F.2.4. Intégration des données météorologiques

Les données météorologiques journalières disponibles couvrent des périodes variées entre 1965 et 1999, sur 9 stations réparties à l'extérieur du bassin. Les données manquantes ont été complétées à l'aide du logiciel PHYSITEL (voir section 4.3.3) en calculant la moyenne pondérée pour les trois stations les plus proches.

Une fois la reconstruction des données incomplètes terminée, les fichiers sont liés aux stations météorologiques. Il est pertinent de mentionner que la liaison entre les fichiers des données et les stations météorologiques est défini en incorporant dans le projet une table pour chaque

variable climatique, notamment la table de localisation des précipitations et la table de détermination des températures. Le nom du fichier contenant les séries temporelles des valeurs utilisées pour la simulation est indiqué dans cette table. Ce fichier peut être formaté en tant que table DBase ou en tant que table délimitée par une virgule. Il est important de remarquer que l'interface graphique AVSWAT reconnaît uniquement les dates ultérieures au 1 janvier 1985, ainsi dans le contexte actuel, une transposition sur 20 ans, de 1965 à 1985, du point de départ de la simulation a été nécessaire. La distribution aérienne de la précipitation sur le bassin a été faite en attribuant à chaque sous-bassin les valeurs de la station la plus rapprochée.

Suite l'intégration complète du secteur d'étude ainsi que des fichiers de températures et précipitations, l'utilisateur est en mesure de procéder au calage hydrologique du modèle SWAT.

F.3 APPLICATION ET CALAGE DU MODÈLE HYDROLOGIQUE SUR LE BASSIN DE LA BEURIVAGE

F.3.1. Base de données hydrologiques

Les observations hydrologiques sur le site de la Beurivage consistent en une série de valeurs de décharge quotidiennes pour la période 1965-1999, à une sortie sous-tendant la presque totalité du bassin versant (Figure F.2(b)). Cette base de données a été utilisée pour évaluer les composantes hydrologiques observées (débit rapide et débit de base).

Lors d'analyses de débits, il est souvent nécessaire d'évaluer différentes composantes hydrographiques : écoulement de surface, écoulement souterrain et débit de base. Afin d'effectuer cette séparation, outre une base de données de débits à haute résolution temporelle, une connaissance détaillée des cours d'eau, fournie par une étude intensive de terrain, est requise Tallaksen, (1995). Alors, dans la plupart des procédures pratiques, seulement deux composantes de débit, débit lent et débit de récession, sont reconnues sur la base des temps de réponse, sans aucune référence aux procédés physiques sous-jacents. En effet, l'analyse d'un hydrographe met en évidence la présence de pointes en réponse aux orages qui correspondent au débit lent, et aux débits qui varient lentement pendant les périodes entre les orages.

Dans notre étude de cas, nous avons utilisé deux séparations techniques aux données quotidiennes pour évaluer la composante du débit de base. La première consiste en l'implantation d'une méthode manuelle basée sur une donnée de pluie : on a présumé le débit de base égal au débit total durant les périodes entre les orages tandis qu'une tendance linéaire a été estimée pendant les périodes d'orage. La deuxième technique est le programme de filtration digital proposé par les concepteurs de SWAT et décrit dans Arnold *et al.* (1995) et Arnold *et Allen* (1999) basée sur la filtration des signaux de haute et basse fréquences (écoulement de surface et débit de base, respectivement). Le filtre passe au-dessus des données de débit trois fois (à l'avant, à l'arrière, à l'avant), avec un pourcentage décroissant du débit de base à chaque passage.

La comparaison mensuelle des deux techniques a été réalisée en subdivisant l'année en quatre périodes : de janvier à février (1^{re} période), de mars à avril (2^e période), de mai à octobre (3^e période), et de novembre à décembre (4^e période). En somme, les résultats obtenus en utilisant ces deux techniques de séparation correspondaient substantiellement à la reproduction de la tendance temporelle pour les première, troisième et quatrième périodes (

Figure F.17 : 17). Une différence marquée est apparue pour la seconde période traitant du procédé de fonte des neiges. En effet, durant cette période, la technique manuelle ne permet pas de saisir la relation entre l'amélioration abrupte de la décharge et de la fonte de la neige tombée durant les mois précédents, et déterminant de cette manière une surévaluation de la composante du débit de base. Pour cette raison, les résultats obtenus avec la technique automatique étaient plus fiables en matière de comparaison pour l'exercice de calibration.

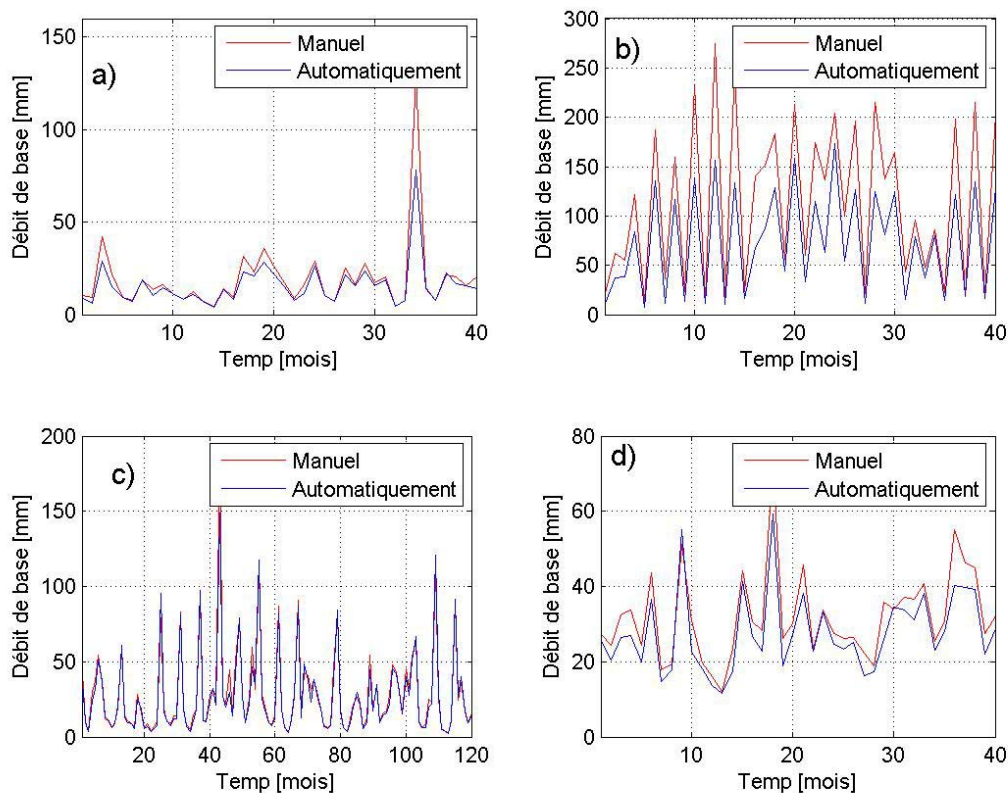


Figure F.17 : La composante de débit d'étiage obtenue avec les techniques manuelle et automatique de séparation pour les périodes janvier-février (a), mars avril (b), mai-octobre (c) et novembre-décembre (d).

F.3.2. Statistiques de performance du modèle

Les trois mesures de performance du modèle numérique utilisées dans cette étude sont le pourcentage d'erreur relative, l'index d'efficacité du modèle proposé par Nash-Sutcliffe (Nash and Sutcliffe, 1970) et le coefficient de détermination.

Le pourcentage d'erreur relative (E_{rr}), estimé sur une base annuelle, est exprimé de la façon suivante :

$$E_{rr} = \frac{100 \cdot (Sim_{yearly} - Obs_{yearly})}{Obs_{yearly}} \quad (1)$$

où les termes Sim_{yearly} et Obs_{yearly} sont pour les valeurs annuelles simulées de la variable considérée (i.e., débit total, débit rapide, et débit de base). Cet index statistique nous fournit une indication de la capacité du modèle à reproduire le budget hydrologique. Les valeurs entre l'échelle 0-15 % pour cet index statistique ont été considérées comme une performance du modèle acceptable.

L'index d'efficacité du modèle (NS), calculé sur une base mensuelle, se lit comme suit :

$$NS = \left[1 - \frac{\sigma_{\varepsilon}^2}{\sigma_o^2} \right] \quad (2)$$

$$\sigma_{\varepsilon}^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(S_{s,i} - S_{o,i})^2}{n-1} \quad \sigma_o^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(S_{o,i} - \bar{S}_o)^2}{n-1} \quad (3)$$

où σ_{ε} et σ_o sont les variantes d'erreur et d'observation, S_s et S_o sont les valeurs de la décharge simulée et observée à la gauge de débit, et \bar{S}_o est la valeur moyenne mensuelle de la décharge observée, calculée pour une période de simulation. Cet index égale 1 pour un ajustement parfait ($\sigma_{\varepsilon} = 0$) et est à 0 quand $\sigma_{\varepsilon} = \sigma_o$, ce qui revient à dire que la prédiction faite par le modèle hydrologique n'est pas meilleure que celle faite en considérant la moyenne des observations pour tous les pas de temps.

Le coefficient de détermination (r^2), estimé à un pas de temps quotidien, est calculé comme suit :

$$r^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^n (sim_{daily,i} - sim_{avg}) \cdot (obs_{daily,i} - obs_{avg}) \right]^2}{\sum_{i=1}^n (sim_{daily,i} - sim_{avg})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (obs_{daily,i} - obs_{avg})^2} \quad (4)$$

où sim_{daily} est la valeur quotidienne simulée, sim_{avg} la valeur moyenne simulée, calculée pour toute la période, obs_{daily} est la valeur quotidienne observée, obs_{avg} la valeur moyenne observée, calculée pour toute la période. L'échelle de valeur pour r^2 est 1 (meilleure) et à 0 (pire). Le coefficient r^2 mesure la fraction de la variation dans la donnée mesurée qui est reproduite dans les résultats

du modèle simulé. Une valeur de 0 pour r^2 signifie qu'aucune des variantes dans les données mesurées n'est reproduite par les prédictions du modèle. D'autre part, une valeur de 1,0 indique que toutes les variantes dans les données mesurées sont reproduites par la prédiction du modèle.

F.3.3. Calage

L'exercice de calage a été effectué premièrement en faisant référence aux conditions annuelles moyennes du débit total simulé et mesuré et ses composantes (débit rapide et débit de base). En particulier, la performance du modèle, dans cette première étape, a été estimée en évaluant la statistique du pourcentage d'erreur relative défini dans la section précédente. À partir des résultats obtenus avec la configuration des paramètres par défaut, il est apparu comment, en dépit d'un accord relativement bon de la valeur du débit total avec une moyenne d'erreur relative égale à 3 %, la répartition de cette valeur totale en débit rapide et débit de base n'était pas acceptable avec une moyenne d'erreur relative de 30 % et 14 % respectivement (Tableau F.3 : 3). Cette répartition incorrecte était principalement reliée à la sous-estimation de l'index CN due à la classification de la presque totalité du bassin versant en tant que groupe hydrologique de sol de type B, possédant alors un potentiel de débit modérément bas et déterminant un haut taux de recharge conséquent de l'aquifère peu profond. Avec un index d'amélioration CN à 10 %, le modèle SWAT a réussi à reproduire des résultats annuels moyens réalisables. En effet, tel que démontré dans le Tableau F.3 : 3, considérant une légère diminution de 3 % à 2 % de l'erreur relative moyenne du débit total, nous avons obtenu une baisse marquée de l'erreur moyenne relative du débit rapide et du débit de base, qui est passé de 30 % à 7 %, et de 14 % à 2 % respectivement. Il est bon de noter que, même si les résultats obtenus, considérant une valeur moyenne pour toute la période de simulation, ont été satisfaisants, pour certaines des années, l'erreur relative est plus grande que la valeur seuil acceptable fixée à 15 %.

Tableau F.3 : Erreur relative annuelle sur la période de calibration pour la lame d'eau totale, le débit de pointe et le débit d'étiage.

Années	Lame d'eau totale		Débit de pointe		Débit de base	
	Défaut	Conf.1	Défaut	Conf.1	Défaut	Conf.1
1	1%	-1%	26%	0%	-14%	-2%
2	-4%	-6%	7%	-20%	-10%	2%
3	14%	13%	52%	31%	-11%	2%
4	18%	16%	56%	36%	-9%	3%
5	-6%	-7%	33%	6%	-33%	-16%
6	2%	1%	16%	-8%	-6%	6%
7	2%	1%	36%	15%	-24%	-10%
8	10%	9%	29%	8%	-3%	10%
9	4%	2%	33%	9%	-15%	-3%
10	8%	8%	30%	15%	-8%	3%
11	0%	-3%	34%	9%	-25%	-11%
12	-2%	-3%	26%	-6%	-17%	-2%
13	5%	3%	22%	-1%	-7%	5%
14	4%	4%	41%	16%	-14%	-3%
15	11%	10%	50%	33%	-20%	-8%
16	5%	1%	20%	-7%	-6%	7%
17	1%	0%	37%	10%	-21%	-6%
18	-12%	-13%	0%	-27%	-18%	-6%
Mean	3%	2%	30%	7%	-14%	-2%

La seconde partie de l'exercice de calibration a été dédiée à l'évaluation de la performance du modèle SWAT pour prédire les tendances temporelles pour les données mesurées. À cette fin, nous avons calculé l'index mensuel d'efficacité du modèle, notamment l'index Nash-Sutcliffe (NS), et le coefficient de détermination quotidien (r^2). Dans cette seconde étape, les statistiques de performance du modèle ont été calculées en se référant exclusivement aux valeurs mesurées et simulées du débit total. En effet, le manque d'explication physique pour caractériser les deux techniques de séparation décrites dans la section précédente a contraint leur applicabilité dans l'évaluation des valeurs mensuelles et quotidiennes du débit de base.

La procédure de la seconde étape a débuté par la calibration des paramètres des eaux souterraines, paramètres qui se sont avérés être sensibles : la constante de récession du débit de base alpha (paramètre BF_ALPHA), qui est un index direct de la réponse du débit des eaux souterraines aux changements dans la recharge; le temps de délai des eaux souterraines (paramètre GW_DELAY), qui démontre si le retour du débit se fait rapidement ou lentement; la profondeur seuil de l'eau dans l'aquifère peu profond pour que le retour de débit se produise (paramètre GWQMN), qui indique la capacité de stockage des eaux souterraines. Suite à une approche d'essai et d'erreur effectuée en analysant le débit mesuré et simulé durant des

périodes de non-recharge dans le bassin versant, on a établi les valeurs suivantes :1 jour pour la constante de récession du débit de base alpha, 5 jours pour le temps de délai des eaux souterraines, et 100 mm pour la capacité de stockage des eaux souterraines.

La même approche d'essai et d'erreur décrite précédemment pour les paramètres des eaux souterraines a été utilisée pour la calibration de deux autres paramètres sensibles relativement à la forme de l'hydrographe : le coefficient n de Manning pour l'écoulement de surface (paramètre OV_N), et le temps de voyage du débit latéral (LAT_Time). En particulier, le facteur d'inégalité de l'écoulement de surface joue un rôle important, ralentissant ou accélérant la vague lors de son parcours en descente. Plus la surface est accidentée, plus le débit est retardé et fait en sorte que la vitesse de l'écoulement de surface est ralentie. La valeur finale, établie à 3,0, a été considérée comme physiquement réaliste pour un bassin versant tel que celui de la Beauvillage où plus de 50 % de sa surface est couvert de forêt. Pour le temps de voyage du débit latéral, l'analyse de l'hydrographe mesuré a décrit un dégagement du stockage à fleur de terre non-négligeable des couches supérieures de sol durant la période de deux jours après les pointes d'écoulement lors de tempêtes. Dans ce cas, la valeur de deux jours de ce paramètre temporel a été estimée physiquement réaliste.

L'index Nash-Sutcliffe approximatif de 0,8 atteint avec la série de valeurs des paramètres du modèle établie précédemment, et calculée sur une base mensuelle, a été considéré comme étant une performance adéquate du modèle. Le calcul de cet index sur une base saisonnière a démontré comment les performances les plus basses se produisaient durant les périodes d'hiver (janvier-février) et fin-automne/début-hiver (novembre-décembre), avec des valeurs négatives ou près de zéro (Tableau F.4 : 4). Au contraire, durant les périodes de printemps (mars-avril) et d'été/début automne (mai-octobre), les performances du modèle ont été plus élevées et près de 0.8 (Tableau F.5 : 5). De plus, pour la plus longue période (8 mois comparés à 2 mois) et par-dessus tout pour leur « pertinence », d'un point de vue hydrologique, ces deux périodes (printemps et été/début-automne) ont été considérées comme plus déterminantes dans l'évaluation de la performance du modèle.

Tableau F.4 : Indice de Nash-Sutcliffe pour les périodes de calibration et de validation

Saison	NS (calibration)	NS (validation)
Hiver	0.08	-1.25
Printemps	0.79	0.44
Été	0.74	0.25
Automne	-1.14	-0.84

Tableau F.5 : Erreur relative annuelle sur la période de validation pour la lame d'eau totale, le débit de pointe et le débit d'étiage.

Année	Lame d'eau totale	Débit de pointe	Débit de base
1	14%	-5%	26%
2	-2%	8%	-8%
3	-14%	0%	-23%
4	-27%	-20%	-31%
5	-13%	-15%	-12%
6	-10%	-9%	-11%
7	-19%	-38%	-9%
8	-17%	-28%	-11%
9	-21%	8%	-40%
10	-26%	-2%	-42%
Moyenne	-13%	-10%	-16%

L'examen de la raison possible de ces résultats incorrects mentionnés précédemment a demandé une analyse quotidienne de la valeur mesurée et simulée. Cette analyse a été effectuée soit en calculant le coefficient de détermination, soit par une comparaison virtuelle des séries de temps à la mesure du débit. Le coefficient de détermination (r^2) obtenu pour toute la période de simulation a été 0.65, avec des variations marquées d'année en année (Figure F.18 :

18). On a obtenu une plus grande perspicacité en traçant pour chaque année les séries de temps quotidiennes. À la Figure F.19 : 19, nous démontrons, pour la série de paramètres décrite précédemment, les résultats quotidiens pour quelques années où l'on peut constater comment la tendance hydrologique calculée par le modèle se conforme généralement aux observations, malgré quelques désaccords au niveau de la synchronisation, et les pointes des hydrographes. Avec plus de détail, on a pu apercevoir d'après cette analyse comment la faiblesse des prédictions du modèle SWAT est reliée principalement à la période de décembre à février. En effet, durant ces mois, les valeurs simulées se rapprochent systématiquement de zéro. Une raison possible de ce mauvais fonctionnement pourrait être reliée à l'approche incorporée dans SWAT pour traiter la percolation de l'eau dans un sol gelé. En fait, dans la version actuelle de SWAT, pour n'importe laquelle des couches de sol non gelé, quand l'eau du sol dépasse la capacité de terrain du sol, l'excédent d'eau du sol est réparti entre le débit latéral et la percolation à la prochaine couche de sol. La percolation de la dernière couche de sol recharge l'aquifère souterrain. Autrement, lorsque la température du sol est en dessous du seuil de gel, le modèle présume qu'il n'y a aucun débit latéral et que la couche de sol peut retenir l'excédent d'eau au-dessus de la capacité du terrain jusqu'à saturation du sol. Ainsi, la pluie dans un profil de sol gelé et saturé va directement vers l'aquifère souterrain et est relâchée seulement lorsque la capacité seuil de stockage des eaux souterraines est atteinte, et est alors reportée aux mois suivants.

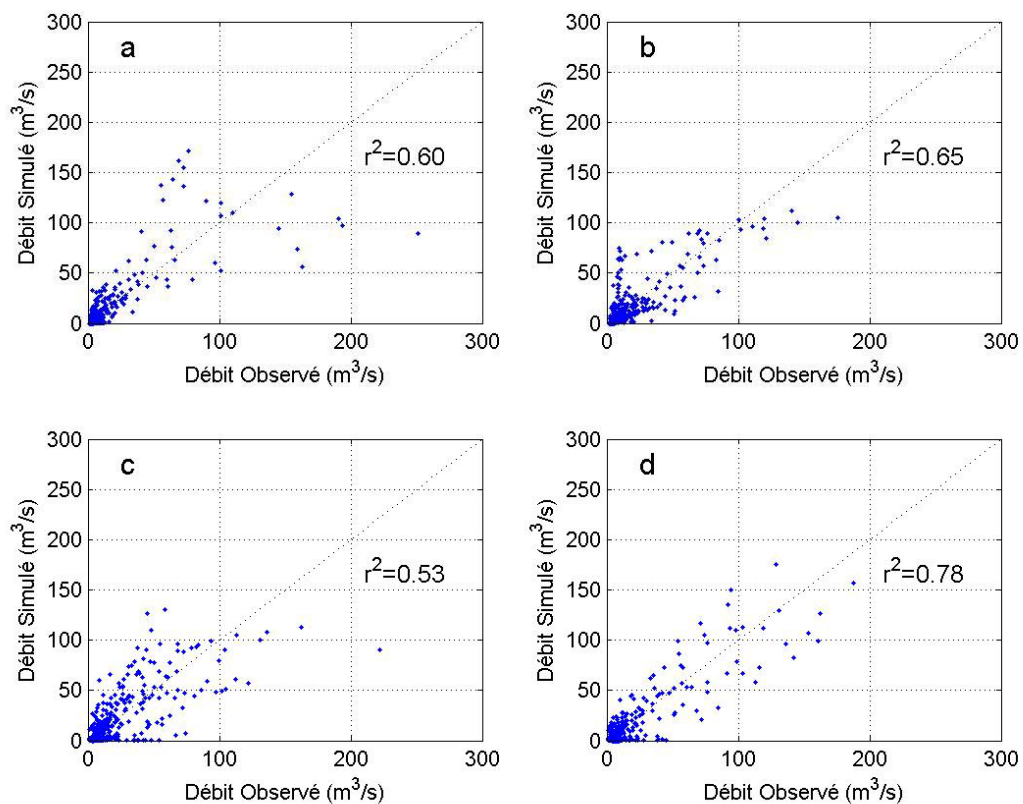


Figure F.18 : Nuages de points des débits mesurés et simulés à la station hydrométrique en 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).

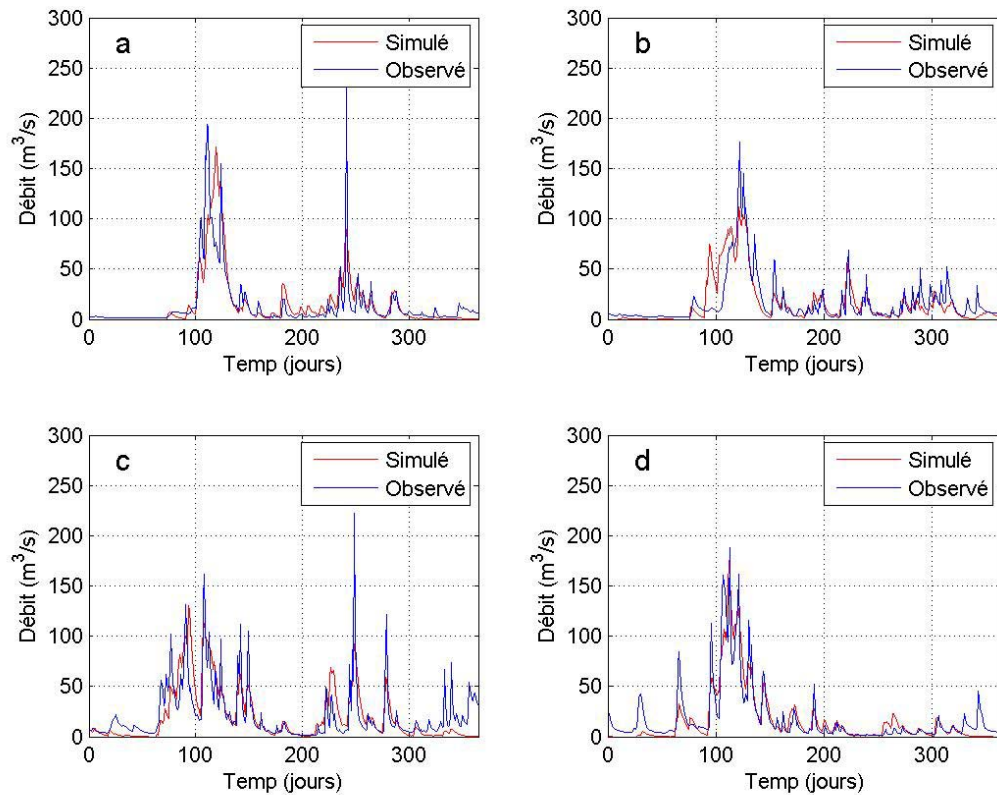


Figure F.19 : Séries journalières des débits mesurés et simulés pour les années 1971 (a), 1972 (b), 1973 (c) et 1974 (d).

La fiabilité de la calibration a alors été évaluée pour la seconde série de temps de 10 ans (1985-1994). Les résultats obtenus démontrent une réduction non négligeable de la performance du modèle. En fait, on a atteint les valeurs de 12 % pour le débit total, aux alentours de 16 % pour le débit de base et de 10 % pour le débit rapide, pour l'erreur relative moyenne annuelle, et de plus, on a trouvé toutes les variations enregistrées d'année en année (Tableau F.5 : 5). L'index d'efficacité du modèle calculé sur une base annuelle pour toute la période était égal à 0.60, mais avec une réduction remarquable sur une base saisonnière (Tableau F.4 : 4). Finalement, même dans l'analyse quotidienne, on a noté la légère faiblesse de la performance du modèle, avec un coefficient de détermination égal à 0.57 et plus de divergence dans les graphiques quotidiens comparatifs (Figure F.20 : 20 et Figure F.21 : 21).

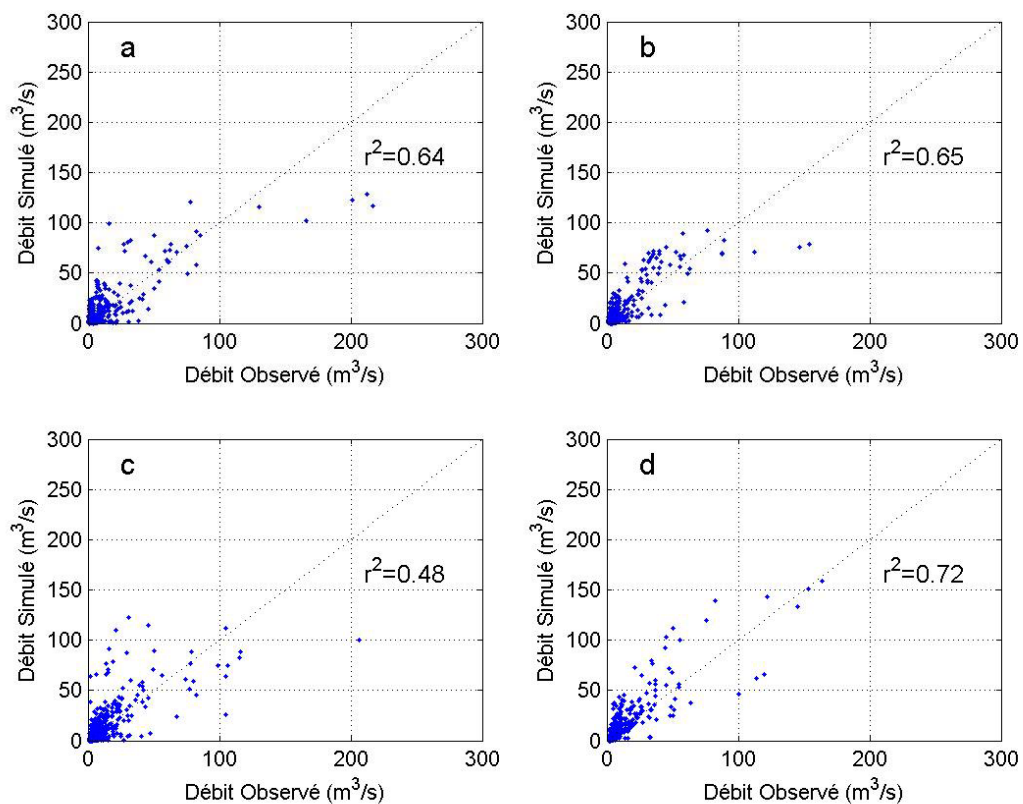


Figure F.20 : Nuages de points des débits mesurés et simulés à la station hydrométrique en 1991 (a), 1992 (b), 1993 (c) et 1994 (d).

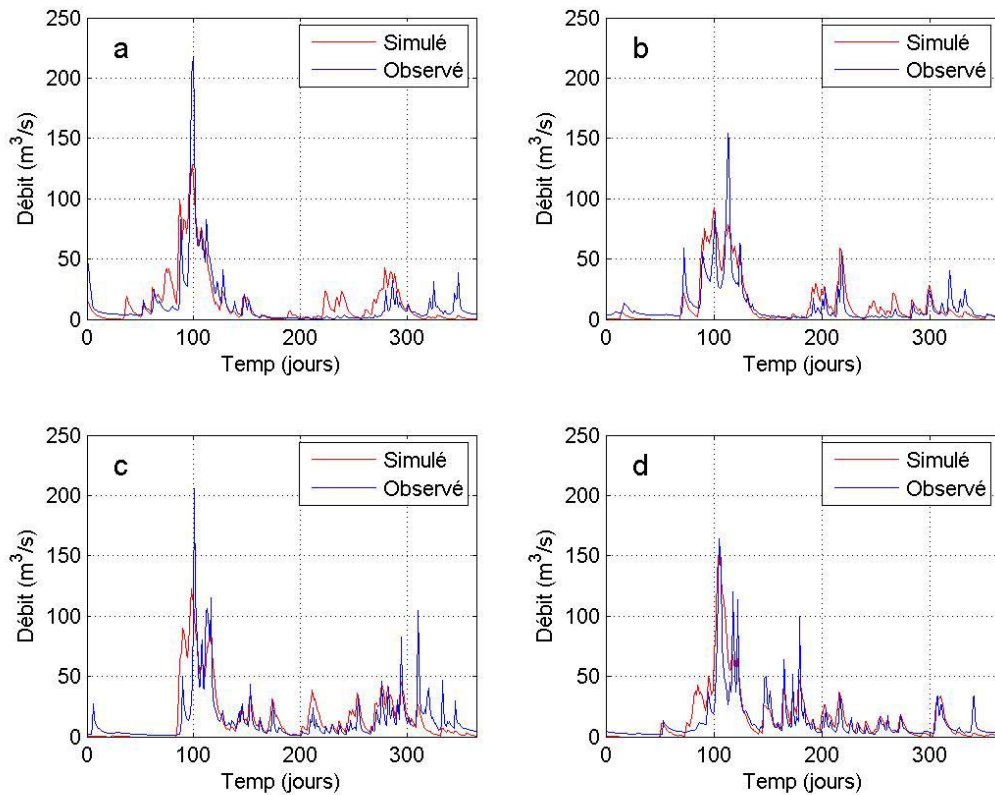


Figure F.21 : Séries journalières des débits mesurés et simulés pour les années 1991 (a), 1992 (b), 1993 (c) et 1994 (d).

Globalement, on peut dire que les résultats du modèle sont adéquats pour les fins de cette étude, orientée sur la démonstration des capacités en général de SWAT et sa faiblesse à reproduire l'équilibre de l'eau sur un bassin versant étendu tel que le bassin versant de la rivière Beurivage, à différents pas de temps temporels (annuel, saisonnier, et quotidien). Néanmoins, ces résultats préliminaires ont démontré comment on pourrait probablement atteindre des résultats plus précis en effectuant quelques modifications/corrections au code source. En particulier, un objectif futur important pour les développeurs pourrait être le calage de ces paramètres qui contrôlent le couvert nival et la fonte de neige, avec le type de sol et l'utilisation du territoire, des conditions qui ne sont pas couramment implantées dans la version actuelle du modèle, où les mêmes valeurs sont attribuées pour tout le bassin versant et indépendamment de sa caractérisation physique.

Suite à cette première calibration du modèle SWAT, une nouvelle période de modélisation a été définie afin de faciliter sa comparaison avec le modèle hydrologique précédent (HSPF). De plus, certaines applications précises ont été ajoutées au modèle afin de permettre la modélisation ultérieure du comportement des sédiments ainsi que de l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides. Cette période s'étendra du 1^{er} mai 1990 au 30 avril 2000. Tel que mentionné précédemment, le choix de cette période est guidé à la fois par :

1. La présence de mesures journalières de débits en rivière à l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour la totalité de la période.
2. La mesure de concentrations en rivière de pesticides (Atrazine et Métolachlor) à proximité de l'exutoire du bassin versant de la rivière Beaurivage pour les mois de juin et juillet 1996 et 1997.

Face à cette nouvelle période de modélisation, le calage hydrologique a été revisité afin de vérifier la qualité des débits simulés par le modèle SWAT à l'exutoire de la rivière Beaurivage.

Il est à noter que préalablement au lancement du modèle sur cette nouvelle période de modélisation, certains ajouts ont été apportés au modèle :

Les dates de semences de récoltes ont été spécifiées pour les classes d'occupation pâturages et foin, céréales et maïs. Ces dates sont implantées dans la couche.mgt du modèle qui porte sur les pratiques de gestions associées aux différentes classes d'occupation. Tout comme le modèle HSPF, le modèle SWAT restreint la semence de cultures lors de dates ponctuelles. Ainsi les dates des cultures spécifiées au modèle SWAT ont été déterminées selon celles utilisées par le modèle GIBSI. Les tableaux suivants présentent les valeurs des paramètres associés aux différentes cultures.

Tableau F.6 : Description du nombre et des dates des cultures

Classe	Paramètres				
	#	PMON	PDAY	HMON	HDAY
Pâturages et foin	1	5	16	6	12
	2	6	13	7	20
	3	7	21	9	1
Céréales	1	5	24	8	1
Maïs	1	5	14	9	1

Dans le tableau précédent, les paramètres PMON, PDAY, HMON, HDAY représentent respectivement le mois et le jour des semences ainsi que le mois et le jour des récoltes.

Il est à noter que le modèle SWAT permet une certaine rotation des cultures toutefois ces rotations ne peuvent s'amorcer de façon aléatoire et peuvent donc occasionner la perte de culture sur la totalité du secteur d'étude. Ainsi il a été jugé raisonnable d'employer le schéma de culture présenté au tableau précédent et ce, pour l'ensemble des périodes de modélisation. Il pourrait être envisageable d'intégrer au modèle des schémas de rotation des cultures selon une implantation spatiale variable mais un tel exercice s'avèrerait coûteux en temps. Il est donc jugé raisonnable d'appliquer des dates de semences et de récoltes fixes tout en répétant les mêmes pratiques agricoles pour chaque saison estivale.

Également, les sources de rejets ponctuelles ont été intégrées au modèle afin de prendre en compte les sources éventuelles de pollutions véhiculées par les écoulements provenant de telles sources. Ces sources sont identiques à celles présentées lors de l'intégration du secteur d'étude à modèle BASINS.

Afin de procéder à la vérification du calage hydrologique, la période comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 1991 sera utilisée pour imager la validation du modèle et le calage à posteriori. La Figure F.22 : 22 et la Figure F.23 : 23 présentent la comparaison entre les débits simulés et mesurés à l'exutoire de la rivière Beaurivage (Station #5 Beaurivage à St-Étienne)

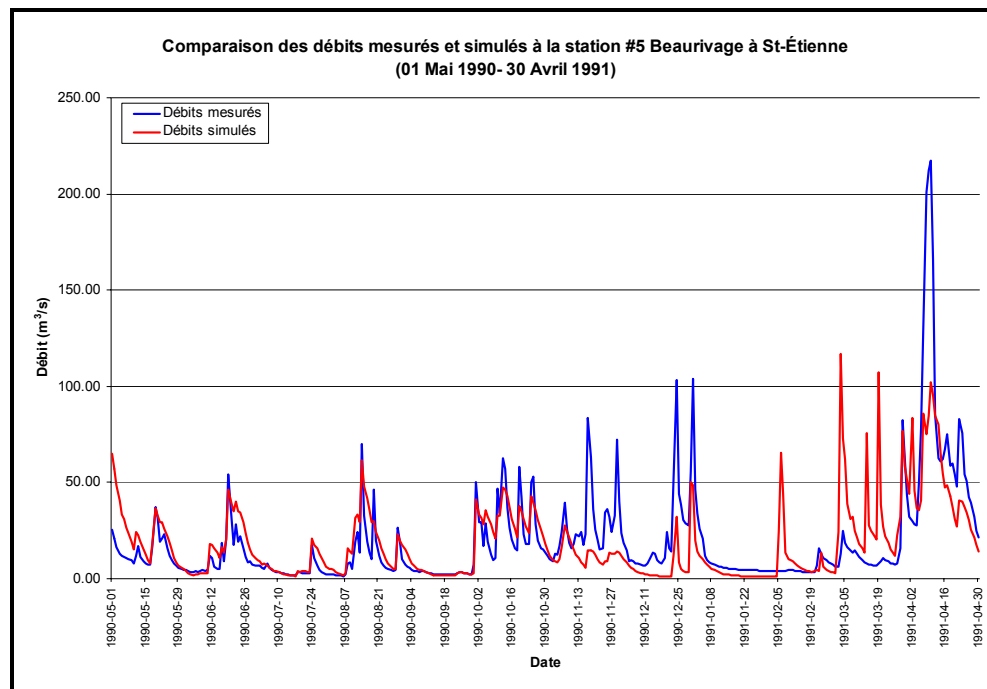


Figure F.22 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 1991)

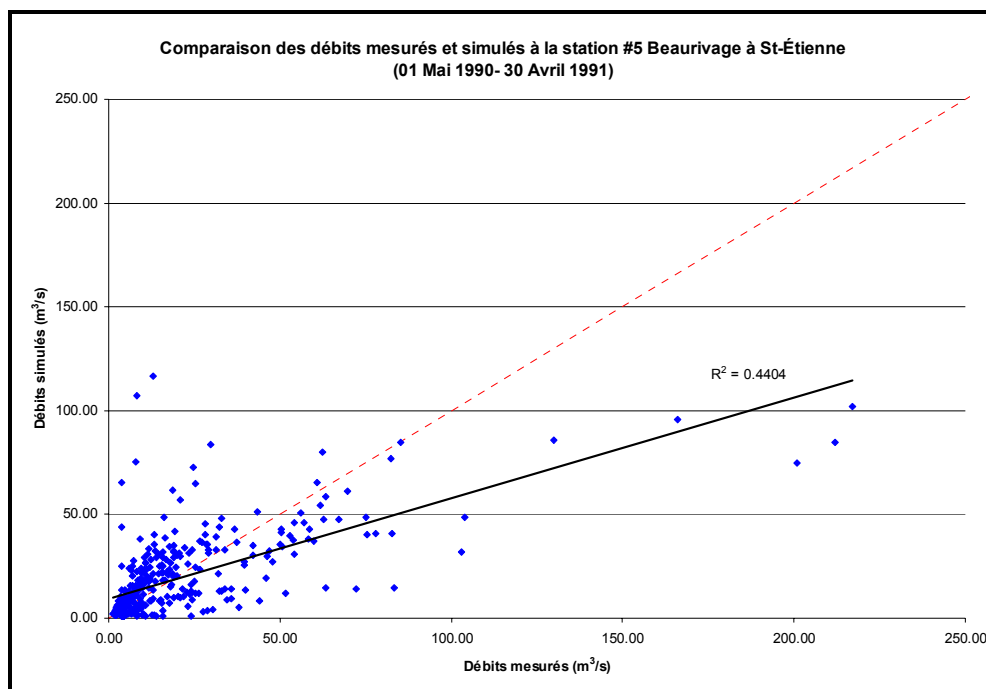


Figure F.23 : Comparaison des débits simulés et mesurés (1^{er} mai 1990 au 30 avril 1991)

Les figures précédentes démontrent le calage relativement satisfaisant du modèle à partir des périodes de modélisation précédentes. En sens, il est possible de noter certaines difficultés récurrentes dans la représentation des débits journaliers :

1. La sous estimation de certaines crues lors d'épisodes pluvieux ou encore lors de la fonte printanière.
2. Certains événements mesurés ne sont pas simulés ce qui se traduit par l'absence de pointes de crues lors de dates précises. L'absence de telles crues peut être liée à l'inexistence ou à une quantité trop faible de précipitations introduites dans le modèle.
3. Un retour légèrement trop lent vers le débit de base lors de crues en présence d'événements pluvieux.
4. L'occurrence de crues printanières trop hâtives associées à une fonte du couvert de neige trop rapide.
5. Un débit de base trop faible en présence de sols gelés lors des périodes hivernales. Il est à noter que le modèle SWAT considère le couvert de neige de façon unidimensionnel et détermine sa température en se basant sur celle de l'air, par la suite,

la température du sol est calculée selon celle du couvert de neige. Le sol ainsi gelé ne permet pas d'écoulement latéral des eaux présentes restreignant l'écoulement en rivière lors des périodes de gel.

De telles observations s'appliquent pour l'ensemble de la période de vérification du calage hydrologique du modèle comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 2000.

Suite à l'évaluation de la qualité du calage hydrologique du modèle, certains paramètres ont été légèrement modifiés à posteriori dans le but de tenter d'améliorer la performance du modèle SWAT dans la simulation des débits journaliers. Les paramètres mis en évidence par les auteurs et mentionnés précédemment ont été repris quant à leur rôle sur le bilan précis tant sur le bilan annuel que sur l'écoulement de surface et de bases. Ces paramètres sont décrits ci-dessous, avec plus de précision, et en fonction de leur implication sur le bilan hydrologique.

1. Écoulement de surface

CN : « *Curve Number* »

Le paramètre CN représente un coefficient empirique d'écoulement à la surface du sol en fonction de la perméabilité du sol, du type d'utilisation du territoire et des conditions antérieures d'humidité dans le sol. En présence d'une valeur élevée on observe un ruissellement de surface plus important. Il est à noter que les valeurs de CN sont déterminées par le modèle SWAT en fonction des classes d'utilisation présente sur le secteur d'étude. Toutefois le modèle SWAT permet l'usage d'outil de calibration faisant varier la valeur du paramètre CN selon un taux spécifié par l'utilisateur.

SOL_AWC : Capacité de rétention de l'eau par le sol

Le paramètre SOL_AWC est déterminant dans le calcul de la capacité au champ du sol. Ainsi il permet l'emmagasinement de l'eau dans le sol.

ESCO : Facteur de compensation de l'évaporation de l'eau présente dans le sol

Le facteur de compensation de l'évaporation de l'eau présente dans le sol permet le contrôle de la profondeur d'atteinte de l'évaporation dans le sol afin de prendre en compte les effets de capillarité ou la présence de fissures.

LAT_TTIME : Temps d'écoulement des eaux présentes dans l'écoulement latéral

Le paramètre LAT_TTIME représente le temps d'écoulement des eaux présentes dans l'écoulement latéral. L'augmentation de ce paramètre a pour effet de ralentir l'écoulement latéral et de favoriser la présence de crues de courte durée et ainsi contribuer au débit d'étiage ou intermédiaire rencontré entre des crues consécutives

SURFLAG : Coefficient de retard de l'écoulement de surface

Ce paramètre permet l'emmagasinement de l'écoulement de surface afin de retarder l'écoulement de surface. L'augmentation ou la diminution de ce paramètre permet l'ajustement et la synchronisation dans le temps des crues liées à des événements pluvieux.

OV_N : Coefficient de Manning de la surface du sol.

Ce coefficient est associé à la rugosité de la surface du sol. Il intervient donc dans la vitesse du ruissellement de surface et ainsi à la réponse du bassin versant lors d'évènement pluvieux. L'écoulement à la surface est donc favorisé en présence d'un coefficient de Manning plus faible.

2. Écoulement de base

GW_REVAP : Coefficient d'évaporation des eaux souterraines

Le coefficient GW_REVAP contrôle la quantité d'eau retirée des aquifères actifs et dirigée vers la zone racinaire des plantes en réponse au captage des eaux souterraines par la végétation présente au sol. L'augmentation du coefficient GW-REVAP a pour effet de favoriser le mouvement des eaux présentes dans les aquifères actifs, vers la zone racinaire.

REVAPMN : Seuil de migration des eaux souterraines

Le seuil REVAPMN représente la hauteur d'eau présente dans les aquifères actifs devant être dépassé afin de permettre leur évaporation ou leur percolation vers des aquifères profonds.

GWQMN : Seuil de retour du débit de base

Le seuil GWQMN décrit la hauteur d'eau présente, dans les aquifères actifs, requise pour permettre l'écoulement du débit de base. Ce paramètre influence le retour au débit de base lors d'épisodes de crues.

ALPHA_BF : Constante de récession du débit de base

La constante ALPHA_BF caractérise la courbe de récession du débit de base. Une valeur élevée (1.0) s'accorde avec un taux de recharge plus amortie des eaux souterraines contrairement à une faible valeur (0.0) correspondant à une recharge plus instantanée. Ainsi, une valeur élevée de la constante ALPHA_BF engendre un débit de base plus uniforme dans le temps contrairement à une valeur faible occasionnant un débit de base variable et plus instable dans le temps.

GW_DELAY : Temps de migration des eaux souterraines

Le paramètre GW_DELAY représente le temps de migration des eaux entre la zone racinaire et les aquifères actifs. L'augmentation de ce paramètre résulte en un étalonnage du débit de base sur une plage temporelle plus large.

L'ensemble de ces paramètres a été révisé pour la validation à posteriori du calage hydrologique du modèle SWAT. Il est à noter que certains de ces paramètres (CN dans le contexte actuel) présentent des valeurs liées au type d'occupation du sol. Les valeurs attribuées à ces paramètres sont déterminées par le modèle SWAT et peuvent être modifiées notamment à l'aide d'un outil de calibration permettant la variation spatiale de tels paramètres. Les tableaux suivants présentent les paramètres révisés pour l'ensemble du secteur d'étude. Les valeurs résultantes découlent de la calibration initiale ainsi que des valeurs pour des paramètres similaires utilisés par GIBSI ou encore calibrés lors d'études semblables (Neitsch et *al.* 2001).

Tableau F.7 : Valeur de « *Curve Number* »

Classe	CN
Urbain	73.00
Pâturages et foin	49.00
Céréales	67.00
Maïs	67.00
Eau	92.00
Milieu humide	49.00
Friche	36.00
Feuillus	83.00
Conifères	25.00

Lors du calage initial du modèle SWAT il avait été mentionné qu'une variation de 10% avait été appliquée au « *Curve Number* » à l'aide d'un outil de calibration. Toutefois, il a été jugé raisonnable de restreindre cette variation à un taux de 5% afin de mieux représenter les crues associées aux événements pluvieux.

Tableau F.8 : Paramètres de calage de l'écoulement de surface

Paramètres	Unité	Valeur
SOL_AWC	mm/mm	-
ESCO	-	1.00
LAT_TTIME	jour	2.00
SURLAG	jour	8.00
OV_N	-	0.25

Il est à noter que le paramètre SOL_AWC présente des valeurs propres à chaque type de sol et calculées lors de la constitution des bases de données relatives au secteur d'étude.

Tableau F.9 : Paramètres de calage de l'écoulement de base

Paramètres	Unité	Valeur
GW_REVAP	-	0.02
REVAPMN	mm	0.00
GWQMN	mm	100.00
ALPHA_BF	jour	1.00
GW_DELAY	jour	5.00

Il est à noter que l'ajustement à posteriori des paramètres du modèle SWAT présente peut de changement avec le calage précédent. Bien qu'il rectifie certains paramètres et restaure leur aspect physique, le calage révisé n'apporte pas d'améliorations majeures aux débits simulés. Ainsi, les commentaires portés aux résultats présentés aux Figures F.22 et F.23 persistent.

En ce sens, il peut être intéressant de présenter un résumé statistique des résultats obtenus pour l'ensemble de la nouvelle période de modélisation. Ces tableaux découlent des paramètres statistiques décrits précédemment (Section F.3.2).

Les tableaux suivants présentent les différents paramètres statistiques pertinents pour la période de modélisation comprise entre le 1^{er} mai 1990 et le 30 avril 2000.

Tableau F.10 : Paramètres statistiques pour la période du 1^{er} mai 1990 au 30 avril 1995

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	90-95
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	19.34	10.77	10.70	13.61	14.68	13.82
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	18.53	10.30	11.31	14.24	12.59	13.39
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	903.0	504.5	499.7	635.5	685.6	645.65
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	865.1	482.2	528.0	665.1	588.0	625.64
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	0.81	0.48	0.60	0.63	2.09	0.43
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	4.19	4.43	5.65	4.66	14.24	3.10
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	37.87	22.34	28.22	29.58	97.66	20.01
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	32.79	62.60	19.46	25.57	-5.04	27.10
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.43	0.41	0.56	0.49	0.58	0.50
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.44	0.50	0.61	0.52	0.61	0.52
RMSE	-	1.08	0.73	0.72	0.76	0.62	0.36

Tableau F.11 : Paramètres statistiques pour la période du 1^{er} mai 1995 au 30 avril 2000

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	99-00
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	14.02	15.24	14.83	11.75	13.40	13.85
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	15.54	11.27	16.33	10.23	14.69	13.61
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	656.4	711.6	692.6	548.6	627.4	647.31
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	727.5	535.8	762.7	477.6	688.0	638.31
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	1.52	3.96	1.50	1.52	1.30	0.23
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	10.83	24.71	10.13	12.96	9.67	1.68
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	71.1	175.8	70.1	71.1	60.6	9.00
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	40.22	14.06	8.90	2.68	43.02	16.19
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.47	0.58	0.64	0.50	0.74	0.42
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.45	0.41	0.62	0.38	0.65	0.50
RMSE	-	1.04	0.89	0.89	0.78	0.66	0.38

En observant les tableaux précédents, il est possible de noter la performance raisonnable du modèle SWAT dans la simulation des débits journaliers. Cette performance s'exprime par les faibles erreurs relatives et absolues sur les débits et les lames d'eau annuelle sur l'ensemble des périodes. De plus, les coefficients de corrélation et de Nash-Stucliffe tendent à démontrer la capacité du modèle à simuler de façon acceptable les débits journaliers. De plus, la persistance du niveau de performance atteint dénote l'aptitude du modèle à simuler les débits. Bien que les coefficients de corrélation de Nash-Stucliffe ne présentent pas des valeurs très élevées il encourage toutefois l'utilisation du modèle SWAT pour les aspects liés à l'érosion et l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides. En somme, les tableaux précédents peuvent être résumés en un tableau synthèse présentant les résultats sur l'ensemble de la période visée (1990-2000).

Tableau F.12 : Résumé statistique pour la totalité de la période de simulation

Paramètre statistique	Unité	Global
		1990-2000
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	13.83
Débits journaliers moyens simulés	m³/s	13.50
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	646.48
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	631.97
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	-0.33
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	-2.39%
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	14.51
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	43.02%
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.46
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.51
RMSE	-	0.47

Le tableau précédent permet d'affirmer que le calage hydrologique du modèle SWAT peut être considéré acceptable en raison des valeurs des coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation (R²). De plus, il est important de rappeler que lors des périodes de gel du sol le modèle ne permet pas l'écoulement des eaux présentes dans le sol. Une telle restriction contrevient grandement à la qualité des résultats annuels.

Le calage hydrologique du modèle SWAT peut être supporté par une représentation graphique des courbes de fréquences cumulées (Figure F.24) et de récurrences (Figure F.25) des débits simulés en fonction des débits mesurés pour l'ensemble de la présente période de calibration.

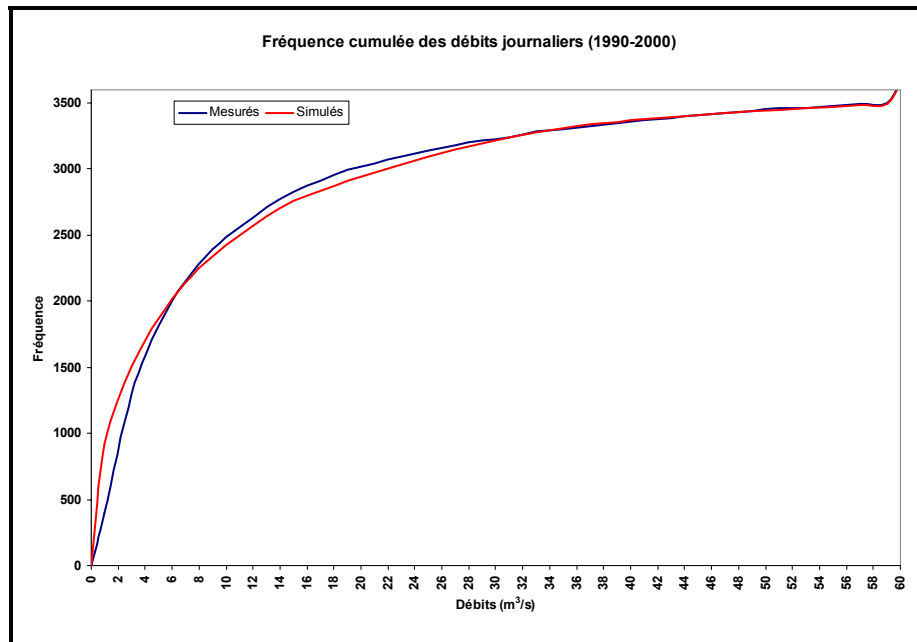


Figure F.24 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000)

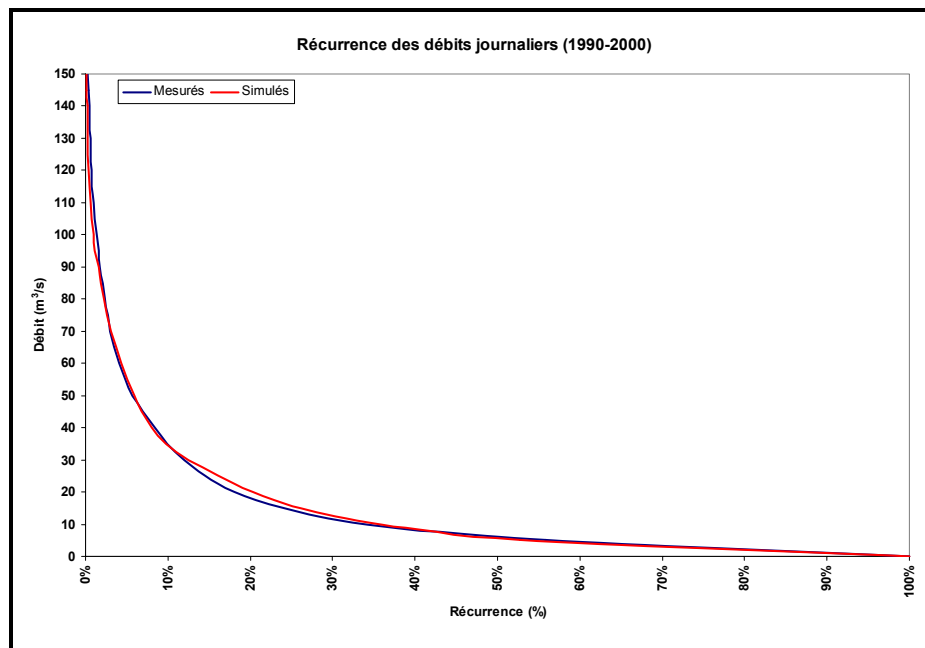


Figure F.25 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000)

Les figures précédentes démontrent la correspondance relativement bonne entre les débits simulés et mesurés. Il est à noter que le modèle SWAT présente certaines lacunes dans la simulation des faibles débits. Le modèle tend à sous estimer les débits de faible amplitude et à surestimer très légèrement les débits de crues. Toutefois, la bonne correspondance entre les courbes souligne un calage et un comportement hydrologique satisfaisant du modèle SWAT.

Les tableaux précédents peuvent être repris pour les périodes d'été comprises entre le 1 Juin et le 30 septembre de chaque année. Ces périodes tiennent également un rôle très important sans l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides. En effet, ces périodes sont caractérisées par la présence de pratiques culturales sur différentes classes d'occupation du sol.

Tableau F.13 : Paramètres statistiques pour les périodes d'été pour les années 1990 à 1995

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	90-95
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	8.24	1.63	4.94	7.21	11.46	6.69
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	11.30	4.35	6.85	8.24	9.20	7.99
Lame d'eau mesurée	mm/an	128.6	25.4	77.1	112.5	178.8	104.48
Lame d'eau simulée	mm/an	176.3	67.9	106.9	128.7	143.6	124.68
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	3.06	2.73	1.91	1.04	2.26	1.29
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	37.10	167.6	38.61	14.39	19.71	19.33
Erreur absolue sur la lame d'eau mesurée	mm/an	47.71	42.55	29.77	16.19	35.25	34.30
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	37.34	223.4	65.80	34.08	1.31	72.39
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.60	5.52	0.61	0.53	0.57	0.59
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.78	0.11	0.70	0.57	0.71	0.62
RMSE	-	0.20	0.13	0.14	0.14	0.26	0.08

Tableau F.14 : Paramètres statistiques pour les périodes d'étiage pour les années 1995 à 2000

Paramètre statistique	Unité	Année					Global
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	99-00
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	4.90	11.43	6.92	6.79	22.21	10.45
Débits journaliers moyens simulés	m ³ /s	7.47	10.17	9.93	4.61	21.30	10.70
Lame d'eau mesurée	mm/an	76.4	178.4	108.0	106.0	346.7	163.10
Lame d'eau simulée	mm/an	116.6	158.8	155.0	72.0	332.4	166.95
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	2.57	1.25	3.01	2.18	0.92	0.25
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	52.54	10.95	43.46	32.07	4.12	2.36
Erreur absolue sur la lame d'eau mesurée	mm/an	40.14	19.53	46.95	34.01	14.29	30.98
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	67.74	10.40	51.86	30.90	6.70	18.48
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.57	0.77	0.75	0.70	0.59	0.53
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.73	0.70	0.80	0.57	0.47	0.57
RMSE	-	0.16	0.29	0.23	0.18	0.75	0.17

En comparaison avec les débits journaliers pris en compte sur la totalité de la période annuelle, les résultats obtenus pour les périodes d'étiage présentent amélioration non négligeable. Cette amélioration se reflète dans la persistance des erreurs absolue et relative sur les débits simulés ainsi que sur l'augmentation des coefficients de corrélation et de Nash-Stucliffe. De plus, la persistance du niveau de qualité des résultats lors des périodes d'étiage (sauf pour l'année 91-92) souligne l'aptitude du modèle à représenter les débits. Il est à noter que l'erreur sur la lame d'eau annuelle est plus importante lors des périodes d'étiage. Cette erreur peut être occasionnée par l'absence de crues induites par des événements pluvieux non simulés. Les tableaux précédents peuvent à nouveau être résumés en un tableau synthèse présentant les résultats sur l'ensemble de la période de modélisation actuelle (1990-2000).

Tableau F.15 : Résumé statistique pour la totalité des périodes d'étiage de simulation

Paramètre statistique	Unité	Global
		1990-2000
Débits journaliers moyens mesurés	m ³ /s	8.57
Débits journaliers moyens simulés	m³/s	9.34
Lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	133.79
Lame d'eau annuelle simulée	mm/an	145.81
Erreur absolue sur le débit journalier moyen	m ³ /s	0.77
Erreur relative sur le débit journalier moyen	%	8.99
Erreur absolue sur la lame d'eau annuelle mesurée	mm/an	12.02
Moyenne des erreurs relatives sur les débits journaliers	%	45.44
Coefficient de Nash-Stucliffe sur les débits journaliers	-	0.55
Coefficient de corrélation (R ²) sur les débits journaliers	-	0.58
RMSE	-	0.18

À l'aide du tableau précédent, il est possible d'affirmer que le calage hydrologique du modèle SWAT pour être considéré acceptable pour les périodes d'étiage et fonction des valeurs des coefficients de corrélation et de Nash-Stucliffe. De plus, en comparaison avec le Tableau F.12, il est possible de noter une amélioration de ces coefficients et la préservation des erreurs relative et absolue sur les débits et les lames d'eau. En effet, le coefficient de corrélation passe de 0.51 à 0.58 et celui de Nash-Stucliffe de 0.46 à 0.55. Bien que ces valeurs ne soit pas très élevées, elles démontrent tout de même la capacité du modèle à simuler les débits journaliers notamment lors des périodes d'étiage.

Il peut être à nouveau intéressant de présenter les courbes de fréquences cumulées (Figure F.26) et de récurrence (Figure F.27) des débits simulés en fonction des débits mesurés pour l'ensemble des périodes présentes d'étiage.

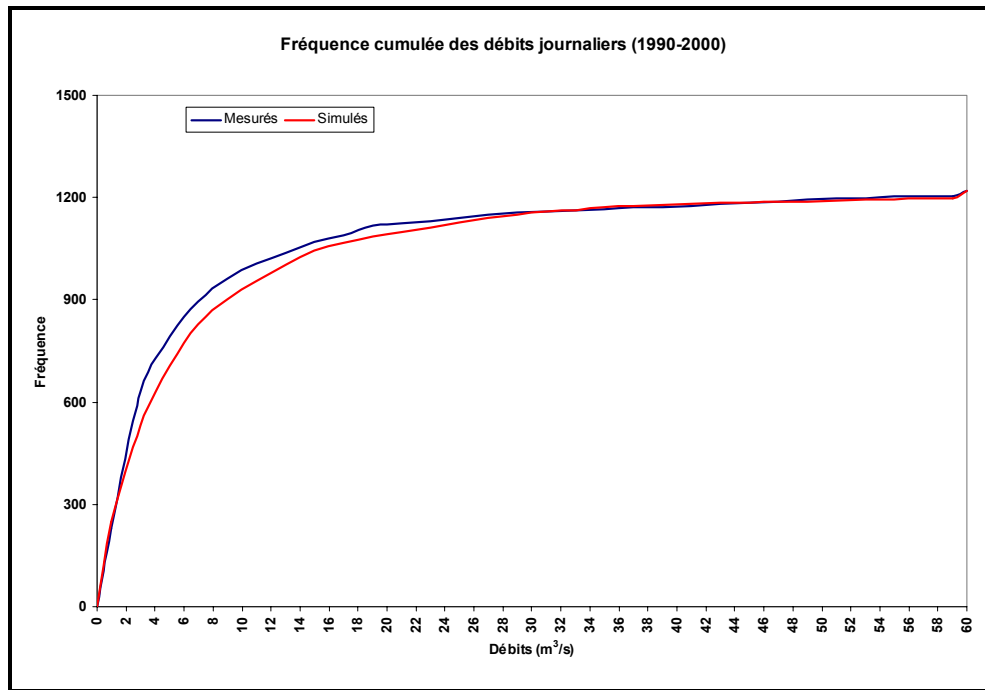


Figure F.26 : Courbe de fréquence cumulée des débits mesurés et simulés (1990-2000)

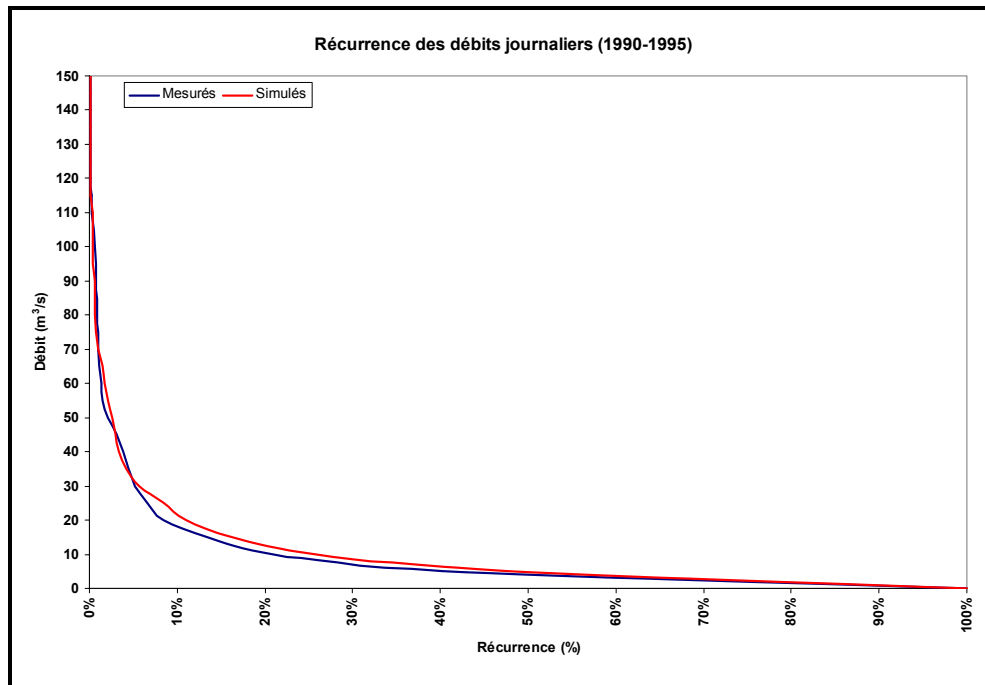


Figure F.27 : Courbe de récurrence des débits mesurés et simulés (1990-2000)

Les figures précédentes démontrent la bonne correspondance entre les débits simulés et mesurés. Elle contribue également à souligner la calibration satisfaisante du modèle SWAT lors des périodes d'étiage.

Afin de contribuer à la compréhension ultérieure de l'application pesticide du modèle SWAT, une attention particulière peut être portée à la simulation des débits à l'exutoire (Station #5 Beurivage à St-Étienne) du bassin versant de la rivière Beurivage pour les périodes comprises entre le 1^{er} Juin et le 31 Juillet 1996 et 1997. La Figure F.28 : 28 et la Figure F.29 : 29 présentent la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour ces périodes respectives pour lesquelles certaines mesures sur les pesticides (Atrazine et métolachlor) sont disponibles.

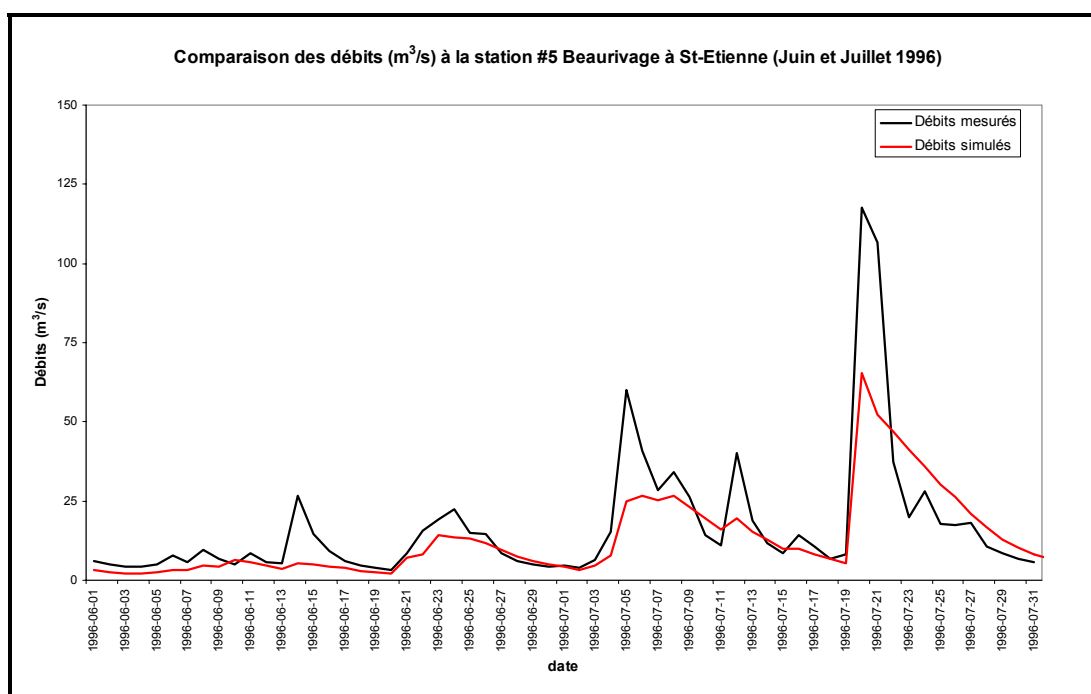


Figure F.28 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996)

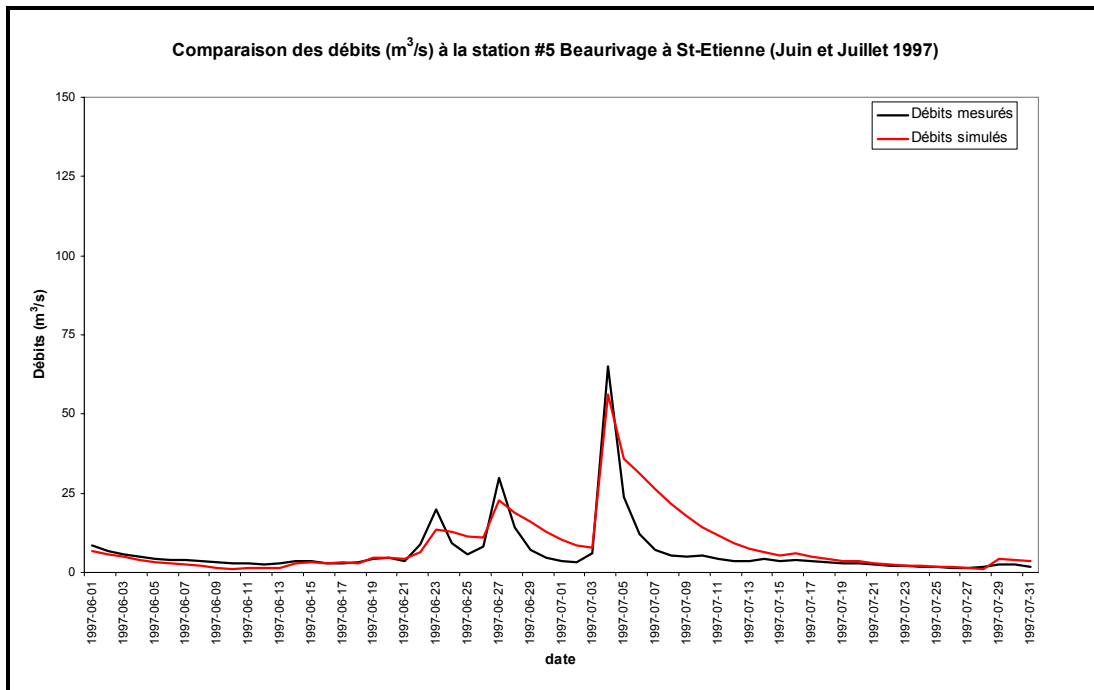


Figure F.29 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997)

Ces figures démontrent une certaine correspondance entre les débits simulés et mesurés pour les périodes relatives aux mesures de pesticides. Toutefois, l'occurrence ou l'amplitude des crues ne sont pas respectées par le modèle SWAT. Ces différences découlent entre autre des difficultés du modèle à simuler l'importance des crues et le retour au débit de base. Bien que des efforts soutenus ont été apportés afin de d'améliorer ces lacunes, aucune calibration n'a permis de les enrayer en totalité. La présence de crues non simulées par le modèle peut quant à elle être attribuée à l'absence d'événements pluvieux. Néanmoins, les résultats obtenus encouragent l'utilisation du modèle SWAT pour la simulation des phénomènes d'érosion et l'évaluation environnementale de la pollution par les pesticides.

F.3.4. Modèle d'érosion et transport des sédiments

Modèle d'érosion

Le modèle d'érosion permet la simulation du dépôt et du retrait de sédiments sur les classes d'occupation du sol sujettes à l'érosion. Ces sédiments peuvent être considérés comme organiques ou inorganiques. Il est à noter que les sédiments provenant des sols constituent

une source de pollution des eaux drainées par les zones urbaines, agricoles et forestières. Ils contribuent à la turbidité de l'eau, nuisent à la reproduction de la faune aquatique et limitent la capacité des réservoirs. De plus, ils jouent un rôle important dans le transport des nutriments et de certains composés chimique toxiques.

L'érosion des sols occasionnée par la pluie et le ruissellement de surface est déterminée par l'équation universelle modifiée de l'érosion des sols (MUSLE) (Williams, 1975). Cette équation permet la prédiction de l'érosion des sols en fonction d'évènements pluvieux ponctuels. Cette équation se base notamment sur :

1. L'écoulement à la surface du sol

L'écoulement à la surface du sol est déterminé par l'application hydrologique du modèle SWAT

2. Le débit de pointe de l'écoulement de l'eau présente dans les sols

Le débit de pointe de l'écoulement de l'eau présente dans les sols est également déterminé par l'application hydrologique du modèle SWAT.

3. Le facteur d'érosion des sols (USLE_K)

Le facteur d'érosion des sols décrit la facilité avec laquelle un sol peut être érodé. Ce facteur découle des propriétés même du sol et s'intègre dans la base de données relative au type de sol. Dans le cadre de l'étude actuelle, ce facteur a été calculé préalablement à l'intégration du secteur d'étude au modèle SWAT. Les valeurs rencontrées présentent une moyenne de 0.35 ($0.013 \text{ T.m}^2.\text{hr}/(\text{m}^3.\text{T.cm})$). Ce facteur prend place dans le modèle SWAT sous le terme de USLE_K.

4. L'atténuation de l'érosion en fonction de l'occupation du sol (USLE_C)

La présence de canopée affecte l'érosion des sols par l'interception de la pluie en présence d'une couverture foliaire. Ainsi la vitesse des gouttes de pluie peut être freinée par la présence de feuillage. Le paramètre USLE_C représente la valeur minimale de la fraction du sol non sujette au détachement des particules par l'impact de la pluie. Il est à noter que la valeur du paramètre USLE_C varie en fonction de la croissance des cultures ou plantes présentes. De plus, les valeurs minimales du paramètre USLE_C sont déterminées par le modèle SWAT en fonction des types d'occupation du sol.

5. Pratique de gestion d'atténuation de l'érosion (USLE_P)

La présence de pratique de gestion peut entraîner l'atténuation de l'érosion des sols visés par de telles mesures. Le facteur USLE_P reflète l'efficacité de pratiques de gestion implantées sur le secteur d'étude. Plus précisément, ce paramètre représente la portion restante de sédiments générés en présence de telles pratiques. Dans le contexte actuel, aucune information n'est disponible quant à l'effet atténuateur de telles pratiques sur le secteur d'étude.

6. L'aspect topographique du terrain (LS_USLE)

L'aspect topographique du terrain prend en compte la pente du sol et la longueur d'écoulement. Le facteur LS_USLE est déterminé par le modèle SWAT selon les données topographiques calculées à partir du réseau hydrographique et du modèle numérique de terrain.

Il est à noter que le modèle prend en compte l'atténuateur de l'érosion par la pluie en présence d'un couvert de neige. Lors des périodes hivernales, le modèle SWAT procède à une réduction de l'érosion lors d'événements pluvieux.

Également, le modèle SWAT considère le temps de retard de relargage des sédiments dans les cours d'eau. En effet, en présence de bassin versant de grande envergure, seulement une portion des sédiments détachés atteint le cours d'eau principal la même journée. Ainsi, le modèle permet la rétention des sédiments à la surface du sol selon le paramètre SURLAG décrits précédemment.

Finalement, le modèle considère le transport des sédiments par l'écoulement latéral ainsi que l'écoulement de base en fonction de leurs débits et de leurs concentrations en sédiments.

Dans le cadre de la présente étude, le modèle d'érosion a été appliqué aux classes d'occupation du sol qui sont les plus sujettes à un tel processus c'est-à-dire (pâturage et foin, céréales, sol nu et maïs).

Il est à noter que les paramètres liés au modèle d'érosion demeurent assez simples et leur calage est limité. Les tableaux suivants présentent les valeurs des paramètres décrits pour le modèle d'érosion.

Tableau F.16 : Valeurs moyenne du paramètre USLE_K

Paramètres	Unité	Valeur
USLE_K	(0.013 T.m ² .hr/(m ³ .cm))	0.35

Tableau F.17 : Valeur des paramètres USLE_C et USLE_P « *Curve Number* »

Classe	USLE_C	USLE_P
Pâturages et foin	0.006	1.00
Céréales	0.300	1.00
Maïs	0.300	1.00

Jusqu'à présent, l'application du modèle d'érosion demeure assez sommaire et vise à démontrer l'aptitude du modèle à simuler l'érosion des sols présents sur les classes d'occupation sujettes à un tel processus. L'attention plus générale portée au modèle d'érosion est soutenue par le ratio assez faible de la fraction adsorbée de certains pesticides dans les cours d'eau (ex : Atrazine). De plus, certaines mesures de pesticides en rivière ne visent que la fraction dissoute. Néanmoins, il demeure pertinent de procéder à l'évaluation de la capacité du modèle d'érosion à simuler le comportement des sédiments sur le secteur à l'étude. Les sédiments ainsi détachés et lessivés par le ruissellement de surface sont par la suite pris en charge par l'écoulement présent dans les tronçons. Cette prise en charge est décrite par le transport des sédiments en rivière.

Transport des sédiments

Le transport des sédiments par les cours d'eau est fonction de deux processus qui sont la déposition et la dégradation. Ces processus sont pris en compte par le modèle SWAT selon les dimensions des tronçons.

Le transport des sédiments dans le modèle SWAT se base sur la quantité maximale de sédiments pouvant être transportée en fonction de la vitesse de l'écoulement dans le tronçon. À son tour la quantité maximale de sédiments transportée résulte du produit entre la vitesse de pointe de l'écoulement et un coefficient déterminé par l'utilisateur.

Par la suite, le modèle détermine la quantité de sédiments déposés, transportés ou encore remis en suspension selon les processus dominant en cours.

De plus, le modèle prend en compte l'érosion des tronçons. Ces processus sont similaires à ceux rencontrés pour les sols et se basent sur le facteur d'érosion des cours d'eau qui est fonction des types de matériaux constituant le lit et les berges.

Également, le modèle permet l'atténuation de l'érosion des tronçons en présence de couvert végétal atténuant la dégradation des berges du lit des cours d'eau.

Les principaux paramètres liés au transport des sédiments sont donc présentés ci-dessous :

SPCON : Coefficient de l'équation de transport des sédiments

Le coefficient de transport des sédiments est déterminé par l'utilisateur afin de déterminer une concentration maximale de sédiments pouvant être transportés par les cours d'eau.

SPEXP : L'exposant de l'équation de transport des sédiments

Le paramètre SPEXP représente la puissance à laquelle la vitesse de pointe est exposée afin de décrire l'ordre du comportement de la concentration maximale de sédiments pouvant être transportés par les cours d'eau.

CH_COV : Facteur d'atténuation par la végétation de l'érosion des cours d'eau

Le facteur CH_COV permet de réduire l'érosion des cours d'eau par l'effet de la végétation présente sur les berges et le lit des cours d'eau.

CH_EROD : Facteur d'érosion des cours d'eau

Le paramètre CH-EROD s'apparente au facteur d'érosion des sols et décrit la facilité avec laquelle le lit et les berges des cours d'eau sont érodés. Ce facteur découle des propriétés même des matériaux constituant les berges et les lits des tronçons. Dans le cadre de l'étude actuelle, ce facteur a été déterminé à partir de la base de données du modèle SWAT. Une valeur unique a été attribuée à l'ensemble des tronçons du bassin versant de la rivière Beaurivage.

Il est à noter que les paramètres liés au modèle de transport des sédiments demeurent assez simples et leur calage est limité. Ainsi, très peu de modifications ont été apportées aux valeurs des paramètres par défaut du modèle. Le tableau suivant présente les valeurs des paramètres décrits pour le transport des sédiments.

Tableau F.18 : Valeur des paramètres de transport des sédiments

Paramètres	Unité	Valeur
SPCON	-	0.01
SPEXP	-	1.50
CH_COV	-	1.00
CH_EROD	(cm/hr/Pa)	0.60

Suite à la paramétrisation du modèle d'érosion sur les classes d'occupation du sol (pâturages et foin, céréales et maïs) et du transport des sédiments par les cours d'eau, l'utilisateur est en mesure de lancer le modèle et de procéder à l'évaluation du comportement des sédiments simulé sur le bassin versant à l'étude.

Dans le même sens que pour l'évaluation hydrologique du modèle SWAT certaines mesures de concentration de sédiments sont disponibles à proximité de l'exutoire de la rivière Beaurivage. Bien que ces mesures ponctuelles ne couvrent pas la totalité de la période de simulation hydrologique, elles s'étendent du 1^{er} mai 1995 au 30 avril 2000. Couplés aux résultats de simulations hydrologique, les résultats de simulation du comportement des sédiments peuvent être comparés aux mesures disponibles afin d'évaluer la capacité du modèle à représenter, à la fois, les concentrations et charges en sédiments à l'exutoire de la rivière Beaurivage.

De plus, en raison du nombre restreint de mesures de concentration en sédiments à l'exutoire de la rivière Beaurivage, un modèle de génération des charges en sédiments a été appliqué afin d'obtenir une estimation des charges en fonction des débits mesurés. Ce modèle statistique résulte de travaux qui tendent à simuler une plage journalière de charges en sédiments contribuant à évaluer la capacité du modèle (SWAT) à simuler l'érosion des sols et le transport des sédiments par les cours d'eau. Ainsi, il est possible d'évaluer la capacité du modèle à représenter le comportement des sédiments.

En fonction des données de mesures de pesticides, la période comprise entre le 1^{er} mai 1996 et le 30 avril 1997 sera utilisée pour illustrer les aptitudes du modèle à simuler le comportement des sédiments.

La Figure F.30 : 30 et la Figure F.31 : 31 présentent la comparaison entre les charges et concentrations en sédiments mesurés, estimées par le modèle statistique de comparaison et simulées par le modèle SWAT à l'exutoire de la rivière Beaurivage (Station #5 Beaurivage à St-Etienne).

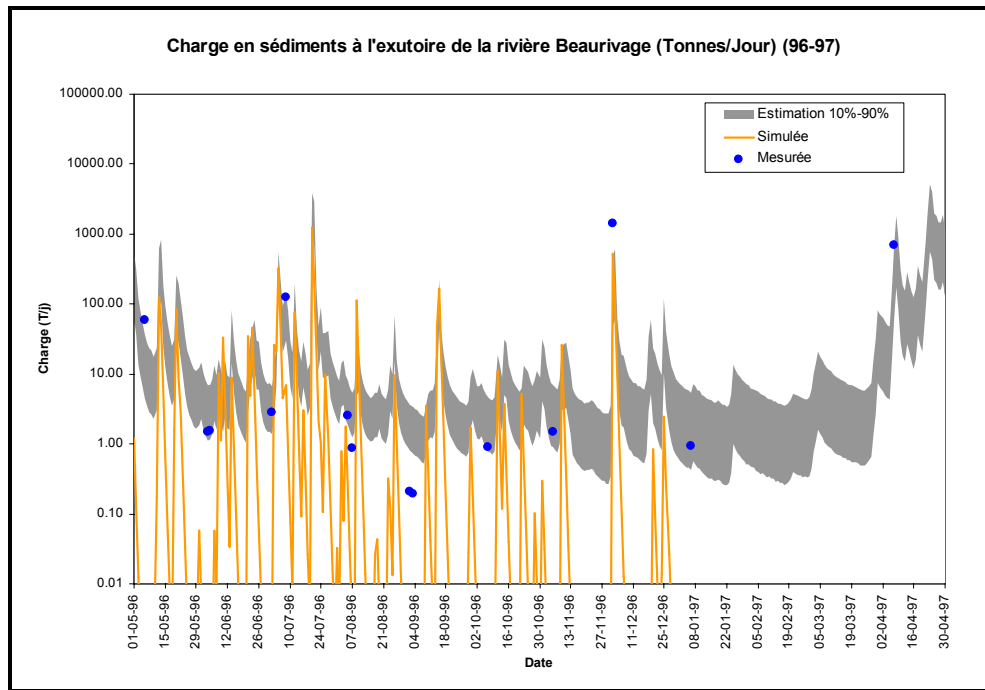


Figure F.30 : Comparaison des charges en sédiments simulées, estimées et mesurées

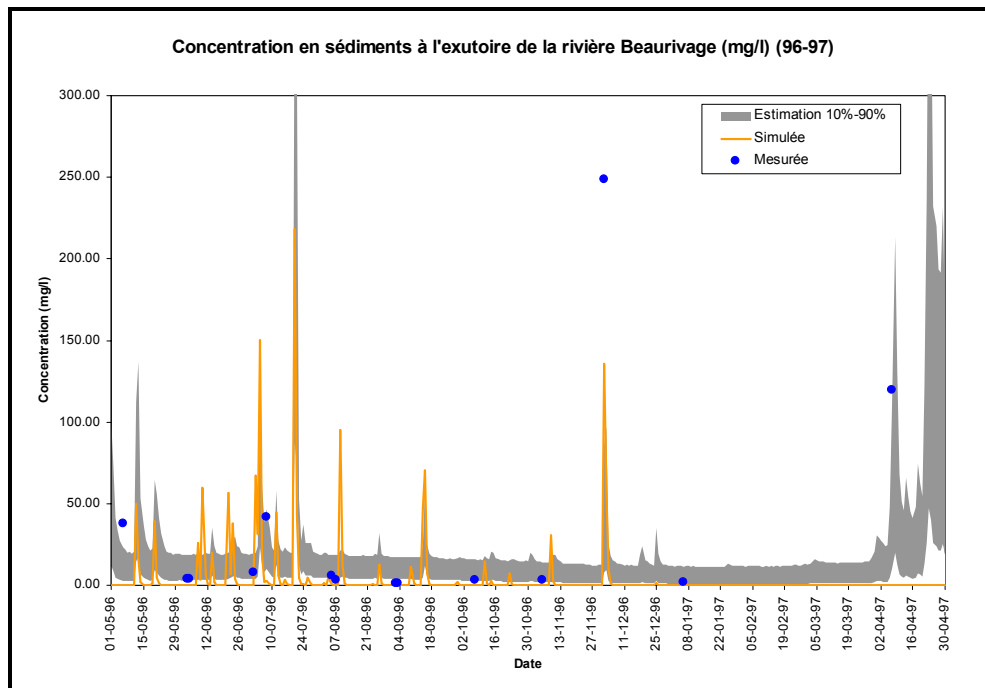


Figure F.31 : Comparaison des concentrations en sédiments simulées, estimées et mesurées

Ces figures démontrent une certaine correspondance entre les charges et concentrations simulées et mesurées. Toutefois, il est possible de noter que la présence des sédiments simulés par le modèle SWAT présente peu de ressemblances avec celles estimées par le modèle statistique. Également, les charges et concentrations en sédiments présentent de fortes variations s'accordant uniquement avec l'occurrence de débit de surface et la présence de crues induites par des événements pluvieux. Autrement, le modèle SWAT n'arrive pas à simuler la présence de sédiments lors des périodes d'étiage contrairement aux valeurs estimées par le modèle statistique. Néanmoins, il est possible de noter que les charges estimées lors des périodes d'étiage (lors des mois d'août et septembre) surestiment celles mesurées. En ce sens, les concentrations mesurées lors des périodes d'étiage demeurent assez faibles s'approchant de la limite de détection des mesures (1mg/l). Ainsi il demeure difficile de comparer les valeurs simulées tant avec celles estimées ou mesurées lors de telles périodes. Il est aussi important de signaler l'absence totale de sédiments lors de période hivernale. En effet, en présence de sols gelés le modèle ne permet pas l'écoulement de l'eau dans le sol et par le fait même l'acheminement de sédiments vers les cours d'eau. L'apport en sédiments simulé par le modèle SWAT se limite donc aux périodes de crues induites par des événements pluvieux. Le comportement résultant des sédiments simulés s'apparente donc à une série de pointes consécutives qui s'accordent toutefois avec les pointes des charges et concentrations en sédiments estimées. Le modèle présente donc une certaine tendance dans la représentation des variations des charges estimées. Par conséquent, le modèle SWAT présente un certain potentiel à simuler, pour des sols non gelés, le comportement des sédiments sur le bassin versant de la rivière Beaurivage. Bien que la simulation des charges et concentrations journalières soit peu représentative, il est possible de comparer les charges annuelles simulées et estimées. Le Tableau F.19 :19 présente une comparaison entre la charge annuelle simulée et estimée.

Tableau F.19 : Comparaison des charges annuelles simulées et estimées

Charge annuelle	Unité	Année					Global 95-00
		95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	
Estimée 0.9Quantile	T/an	50503.02	40541.12	55038.10	28542.64	33929.48	41710.87
Estimée 0.1Quantile	T/an	6423.29	6250.21	6571.88	3298.88	4299.79	5368.81
Simulée	T/an	4314.00	3461.33	5496.36	1578.60	4014.12	3772.88
Erreur absolue	T/an	2109.30	2788.87	1075.51	1720.29	285.67	1595.93
Erreur relative	%	32.84	44.62	16.37	52.15	6.64	29.73
R2	-	0.01	0.79	0.00	0.01	0.02	0.17
Nash-Stutcliffe	-	-0.71	0.38	-0.27	-0.26	-0.19	-0.21

Le tableau précédent démontre clairement la sous estimation des charges annuelles simulées en comparaison avec la plage de charges estimées selon le modèle statistique. Plus précisément l'erreur relative est de 29.73% ce qui indique une sous estimation relativement importante des valeurs estimées. Il est à noter que l'erreur relative est calculée entre les valeurs simulées et le quartile 10% des charges annuelles estimées. Le choix du quartile 10% vise une meilleure représentation entre les charges estimées et mesurées notamment lors des périodes d'étiage. De plus, il est possible de calculer les coefficients de corrélation ainsi que ceux de Nash-Stucliffe entre les charges journalières mesurées et simulées. Le calcul de ces coefficients démontre les difficultés du modèle à représenter les charges journalières mesurées. En effet, les valeurs des coefficients de Nash-Stucliffe et de corrélation demeurent assez faibles et soulignent le décalage entre les charges simulées et mesurées. Les faibles valeurs des coefficients et l'importance de l'erreur peuvent être attribuées en partie à l'absence complète de sédiments simulés lors des périodes de gel du sol. Le modèle présente donc des difficultés à simuler le comportement des sédiments lors des périodes d'étiage ainsi que sur la totalité de la période hivernale. Néanmoins, le modèle SWAT parvient à représenter le comportement des sédiments lors de périodes de crues bien que la simulation des charges et concentrations journalières s'accorde peu avec celles mesurées.

Il est à noter que les résultats présentés résultent des efforts de calage du modèle SWAT quant à la simulation du comportement des sédiments sur le bassin versant de la rivière Beaurivage. Ainsi, aucune modification apportée au modèle n'a permis une représentation plus exacte du comportement des pesticides. Par conséquent le modèle SWAT présente peu d'aptitude à simuler le comportement des sédiments et son utilisation se restreint aux périodes estivales de longue durée.

F.3.5. Module d'application du comportement des pesticides du modèle SWAT

La présente section vise la description générale du module d'application du comportement des pesticides.

En raison de la complexité du comportement des pesticides, la simulation des processus descriptifs de l'avenir de ceux-ci doit être détaillée. En effet, les taux d'application, d'adsorption et de dégradation varient d'un pesticide à l'autre. Par exemple, le paraquat se lie fortement aux particules de sol diminuant sa présence dans les cours d'eau et augmentant sa concentration dans le sol. Inversement, l'Atrazine présente une interaction complexe avec le sol et se retrouve, dans les cours d'eau, en concentration plus élevée sous forme dissoute qu'adsorbée au sédiment.

Le modèle SWAT permet la modélisation du comportement des pesticides en simulant les processus de dégradation, d'adsorption et de transport. La présence des pesticides est donc simulée à la fois dans les horizons du sol et les différents types d'écoulement et ce, sous deux formes distinctes : dissoute et adsorbée.

Le comportement des pesticides est simulé à partir des sorties des modèles hydrologique et d'érosion afin de déterminer leurs transports et d'influencer les processus d'adsorption et de dégradation. Le transport des pesticides est dicté par l'écoulement des eaux ou encore par leurs associations avec les sédiments. Ils peuvent également être adsorbés aux particules de sol et ce, en fonction de leurs caractéristiques chimiques et de la capacité d'échange des horizons du sol. La dégradation des pesticides dépend de la susceptibilité du composé à être volatilisé ou dégradé par la lumière, la chaleur, les microorganismes et les processus chimiques. L'ensemble de ces processus regroupé par le modèle SWAT sous la forme d'un taux de dégradation propre à chaque type de pesticide présent dans la base de données du modèle.

L'introduction des pesticides à la surface du sol est représentée par un taux d'application d'un pesticide donné sur les classes d'occupation du sol visées. Celle-ci est décrite par la date d'application, le type de pesticide (PEST_ID) et la quantité de pesticide ajoutée à la classe d'occupation du sol (PST_KG). De plus, il a été démontré que seulement une fraction des pesticides appliqués atteint le feuillage des plantes ou encore le sol sous jacent. Cette portion est décrite par un taux d'efficacité d'application propre à chaque pesticide (AP_EF). Il est important de noter que le modèle SWAT prend en compte l'interception des pesticides par le feuillage des plantes présente sur la classe d'occupation du sol visée. Cette interception est déterminée par la fraction du sol couverte par le feuillage des plantes. Cette fraction est déterminée par le modèle SWAT en fonction des bases de données existantes pour les types d'occupation du sol présentes sur le sous-bassin versant de la rivière Beaurivage.

Il est important de noter que le modèle SWAT considère le lessivage des pesticides présents sur le feuillage des plantes. En ce sens, une certaine fraction des pesticides peut être lessivée lors d'épisodes pluvieux. La fraction ainsi lavée et atteignant alors le sol est déterminée par un coefficient d'entraînement par la pluie (WOF), des pesticides présents sur les feuilles de plantes. Ce coefficient est déterminé en fonction de la morphologie des plantes, de la solubilité du pesticide et de l'occurrence et l'intensité d'évènement pluvieux.

Également, le modèle SWAT procède à la dégradation des pesticides retenus par le feuillage. Cette dégradation est déterminée par le temps de demi-vie du pesticide présent sur les feuilles de plantes (HLIFE_F).

Par la suite, le modèle SWAT détermine l'avenir des pesticides au sol. En ce sens, les pesticides sous forme adsorbés au sol pourront être transportés avec les particules érodées.

Les éléments en solution par contre se déplacent avec la migration des eaux présentes dans les horizons du sol.

Tel que mentionné, le modèle SWAT considère également la dégradation, l'adsorption et la désorption des pesticides. Plus précisément, le modèle SWAT détermine les fractions adsorbées et dissoutes selon le coefficient d'adsorption propre à chacun des pesticides (SKOC). Ce coefficient représente le ratio entre la quantité de pesticides adsorbée au sol et la concentration des pesticides en solution. Par la suite, les pesticides sous formes dissoutes sont acheminés vers les tronçons par les écoulements de surface, latéral ou de base. La quantité de pesticide sous forme dissoute est déterminée selon la solubilité maximale de chaque pesticide (WSOL). Également, la concentration des pesticides présents dans chacun des écoulements est induite par le coefficient de percolation propre à chacun des pesticides. D'autre part, la phase adsorbée est acheminée vers les cours d'eau par le transport des sédiments érodés. Conjointement à l'accumulation et au transport des pesticides dans le sol, les phases dissoute et adsorbée de chaque pesticide sont dégradées selon le temps de demi-vie du pesticide dans le sol (HLIFE_S). Par la suite, le modèle SWAT procède à la simulation du transport des pesticides présent dans l'écoulement des cours d'eau.

Il est à noter que le modèle SWAT considère le temps de retard de relargage des pesticides dans les cours d'eau. En effet, en présence de bassin versant de grande envergure, seulement une portion des pesticides, présents à la surface du sol, atteint le cours d'eau principal la même journée. Ainsi le modèle permet la rétention des pesticides à la surface du sol selon le paramètre SURLAG décrits précédemment.

Dans le contexte actuel, les valeurs de paramètres évoqués sont présentées pour l'Atrazine au Tableau F.20. Les mesures disponibles pour ce pesticide peuvent être utilisées afin de démontrer les aptitudes du modèle à simuler le comportement des pesticides.

Tableau F.20 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine

Paramètre	Description	Unité	Valeur
PEST_ID	Identification du pesticide	-	Aatrex
PEST_KG	Taux d'application des pesticides	kg/ha	0.034
AP_EF	Taux d'efficacité de l'application	-	0.80
WOF	Coefficient d'entraînement par la pluie de pesticides retenus par le feuillage des plantes	-	0.50
HLIFE_F	Temps de demi-vie sur le feuillage	jr	5.00
HLIFE_S	Temps de demi-vie dans le sol	jr	60.00
SKOC	Coefficient d'adsorption sur le sol	(mg/kg)/(mg/l)	100.00
WSOL	Solubilité maximale du pesticide dans l'eau	mg/l	33.00

Il est à noter que l'ensemble de ces paramètres est déterminé par le modèle SWAT à partir des bases de données préétablies pour différents pesticides. Le calcul des taux d'application relève des éléments suivants :

L'Atrazine est appliqué à chaque jour entre le 1^{er} et le 15 juin

Le taux d'application journalier résulte du ratio entre la quantité totale d'Atrazine appliquée aux cultures de maïs et la superficie totale de maïs multipliée par le nombre total de jours d'applications potentielles.

Un tel calcul résulte de l'absence de connaissances des dates exactes d'application d'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beaurivage.

Ainsi, pour chaque période comprise entre le 1 et 15 juin de chaque année:

Application de 260.80 kg d'Atrazine sur 375.70 ha de maïs sur un nombre potentiel de 15 jours d'applications.

La valeur de superficie des cultures de maïs a été générée par le modèle GIBSI et représente une valeur moyenne qui prend en compte la présence de rotation des cultures. Ainsi le taux d'application résultant peut être jugé plus représentatif de la réalité terrain.

Comme la rotation des cultures n'est pas prise en compte par le modèle SWAT, dans le cadre de l'étude actuelle, et que la superficie de maïs est de 491 ha, il est nécessaire de procéder à l'application d'Atrazine, indiquée précédemment, sur l'ensemble de cette superficie. Ainsi, la quantité d'Atrazine totale peut être préservée.

Pour la période comprise entre le 1 et 15 juin:

Le taux d'application résultant est de **0.51kg/ha** appliqué sur un nombre total de 15 jours soit **0.034kg/ha.jour**.

Par la suite, il est nécessaire, à l'aide des énoncés précédents, d'indiquer au modèle SWAT, l'application d'Atrazine sur la classe maïs pour chaque jour compris entre le 1^{er} et le 15 juin. Cette indication prend place dans les pratiques de gestion liées aux occupations du sol.

Tel que mentionné ci-haut, le modèle SWAT procède à la simulation du transport des pesticides présents dans l'écoulement des cours d'eau.

L'ajout des pesticides aux cours d'eau résulte de l'ajout de quantité de pesticides par l'écoulement en amont, la remise en suspension ou dissolution des pesticides présents dans les couches de sédiments. Inversement, la réduction des pesticides est occasionnée par l'écoulement en aval, la dégradation, la volatilisation, la décantation ou la diffusion vers les couches profondes de sédiments.

De même que pour les sols, les pesticides sont partitionnés en fraction particulaire ou dissoute. La fraction de chacune des phases est déterminée selon le coefficient de partition du pesticide visé (CHPST_KOC). Celui-ci est déterminé par le modèle SWAT selon la base de données relative aux pesticides.

Par la suite, chacune des phases est sujette à la dégradation selon le taux de dégradation du pesticide dans l'eau calculé à partir du temps de demi-vie de celui-ci (CHPST_REA ; 0.693/ Temps de demi-vie dans l'eau).

Également, la fraction dissoute du pesticide peut être volatilisée en fonction du coefficient de transfert de masse volatilisée (CHPST_VOL). Un tel type de dégradation s'applique à la quantité de pesticides dissouts présents à l'interface Eau-Air.

La phase particulaire est, quant à elle, sujette à la décantation, ainsi cette fraction des pesticides peut être ajoutée aux couches de sédiments présentes sur le lit du cours d'eau. La quantité de pesticides sous forme adsorbée, décantée est déterminée selon la vitesse de décantation du pesticide visé (CHPST_STL). Les pesticides ainsi ajoutés aux sédiments peuvent être par la suite, dégradés, remis en suspension ou encore dissouts.

Tout comme les pesticides présents dans l'écoulement des cours d'eau, ceux présents dans les couches sédimentaires sont également partitionnés en phase dissoute et particulaire. Cette partition est à nouveau déterminée par le coefficient de partition du pesticide visé (CHPST_KOC).

Par la suite chacune des phases est sujette à la dégradation selon le taux de dégradation du pesticide dans les sédiments calculé à partir du temps de demi-vie de celui-ci (SEDPST_REA ; $0.693 / \text{Temps de demi-vie dans les sédiments}$).

Également, les pesticides présents dans les couches sédimentaires peuvent être remis en suspension en fonction de la vitesse de remise en suspension du pesticide (CHPST_RSP).

La phase dissoute est, quant à elle, sujette à la diffusion qui permet le transfert des pesticides entre l'écoulement et les sédiments. Ce transfert est déterminé par le taux de diffusion du pesticide (CHPST_MIX) et celui-ci s'effectue selon la concentration des pesticides présents dans chacun des milieux.

Finalement, les pesticides dans les couches de sédiments présentes sur le lit du cours peuvent être perdus par enfouissement en profondeur en fonction de la vitesse d'enfouissement de chaque pesticide (SEDPST_BRY).

Dans le contexte actuel, les valeurs de paramètres évoqués sont présentées pour l'Atrazine au Tableau F.21.

Tableau F.21 : Paramètres descriptifs du comportement de l'Atrazine

Paramètre	Description	Unité	Valeur
CHPST_KOC	Coefficient de partition du pesticide	m ³ /g	0.00
CHPST_REA	Taux de dégradation du pesticide dans l'eau	1/jr	0.007
CHPST_VOL	Coefficient de transfert de masse volatilisé	m/jr	0.010
CHPST_STL	Vitesse de décantation du pesticide	m/jr	1.000
SEDPST_REA	Taux de dégradation du pesticide dans les sédiments	1/jr	0.050
CHPST_RSP	Vitesse de remise en suspension du pesticide	m/jr	0.002
CHPST_MIX	Taux de diffusion du pesticide	m/jr	0.001
SEDPST_BRY	Vitesse d'enfouissement du pesticide	m/jr	0.002

Il est à noter que ces paramètres sont déterminés par le modèle SWAT à partir des bases de données préétablies pour différents pesticides. De plus, les paramètres par défaut des processus liés aux sédiments restent inchangés en raison de l'importance moindre de la fraction

de pesticides (Atrazine) adsorbée aux sédiments comparativement à la fraction dissoute dans l'eau. De plus, il est difficilement envisageable de tenter un calage exhaustif des applications liées au comportement des pesticides en raison de l'absence d'informations quant aux dates et quantités réelles de pesticides appliqués.

Par la suite, il est possible de procéder à la simulation du comportement détaillé des pesticides. Le modèle SWAT a donc également été utilisé pour modéliser le comportement de l'Atrazine sur le bassin versant de la rivière Beurivage en raison de la présence de mesures d'Atrazine à proximité de l'exutoire du bassin-versant pour les périodes comprises entre le 1 juin et le 31 juillet 1996 et 1997. Les Figure F.32 : 32, F.33 et les Figure F.33 : 35, F.36 présentent les résultats de comparaison entre les concentrations et charges d'Atrazine mesurées et simulées à proximité de l'exutoire du bassin-versant de la rivière Beurivage. Les mesures de précipitations moyennes sont ajoutées aux concentrations d'Atrazine afin de faciliter la compréhension des mesures obtenues ainsi que des concentrations et charges simulées. De plus, il a été jugé pertinent de joindre les figures présentant la comparaison entre les débits mesurés et simulés pour ces périodes respectives pour lesquelles certaines mesures sur les pesticides (Atrazine et Métolachlor) sont disponibles.

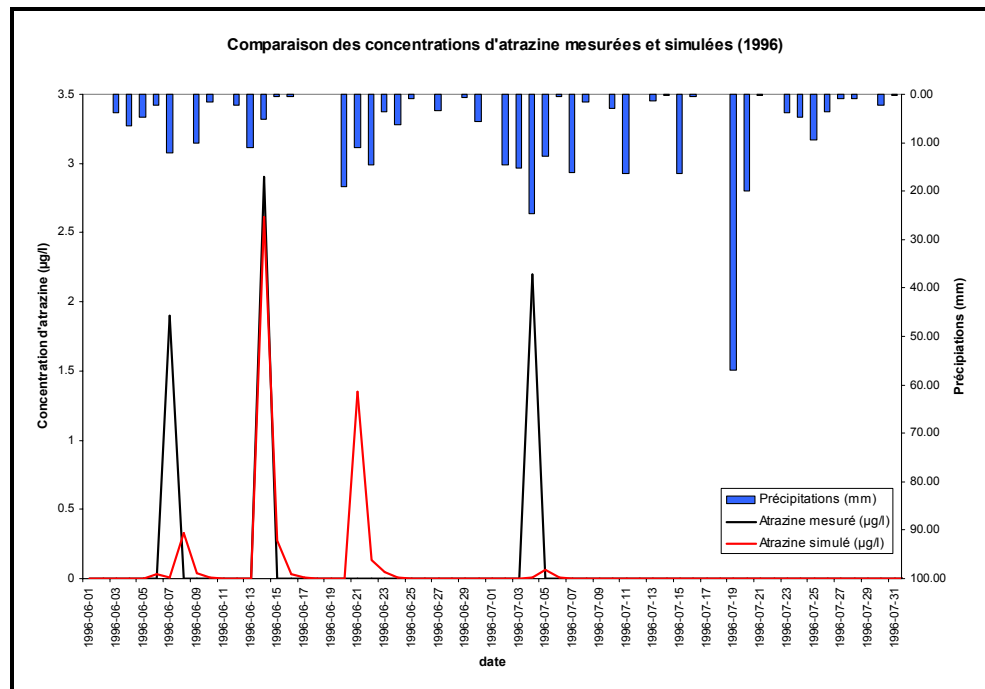


Figure F.32 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1996)

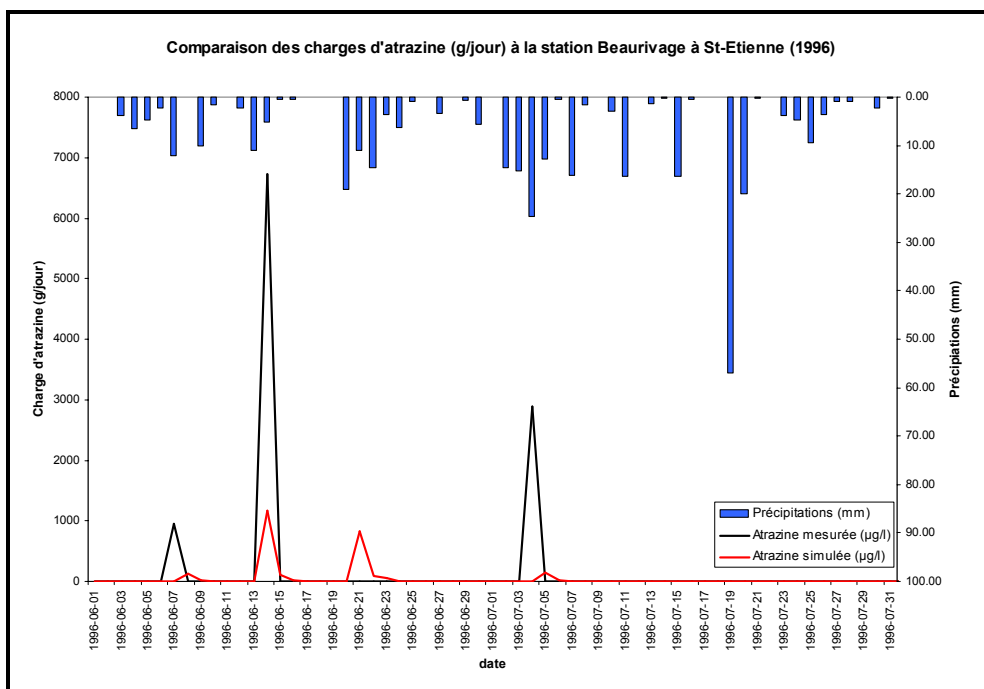


Figure F.33 : Comparaison des charges d'Atrazine simulées et mesurées (1996)

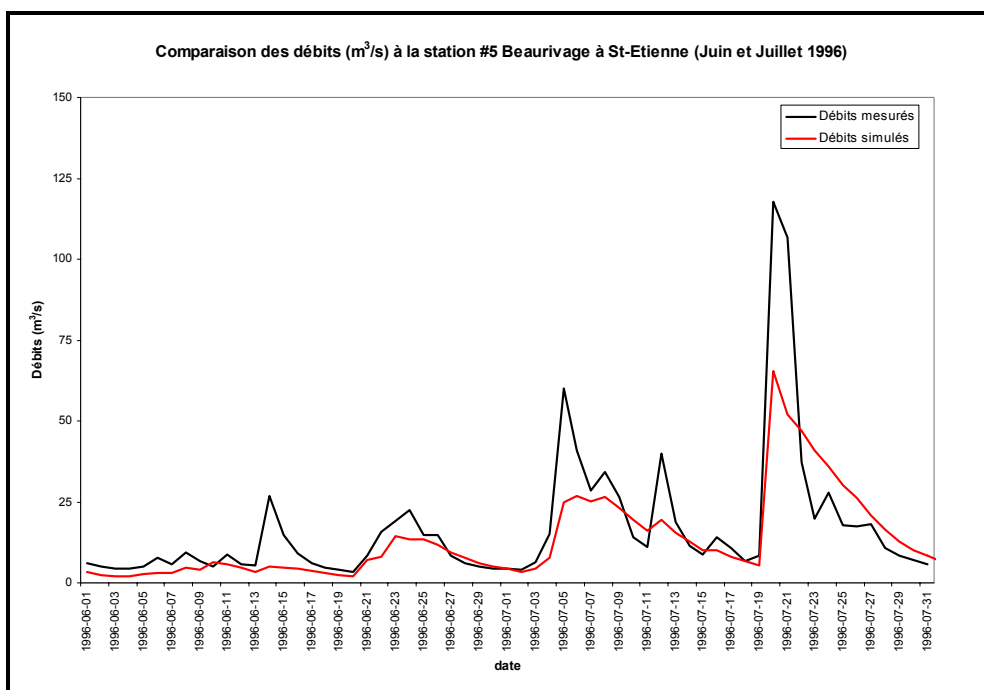


Figure F.34 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1996)

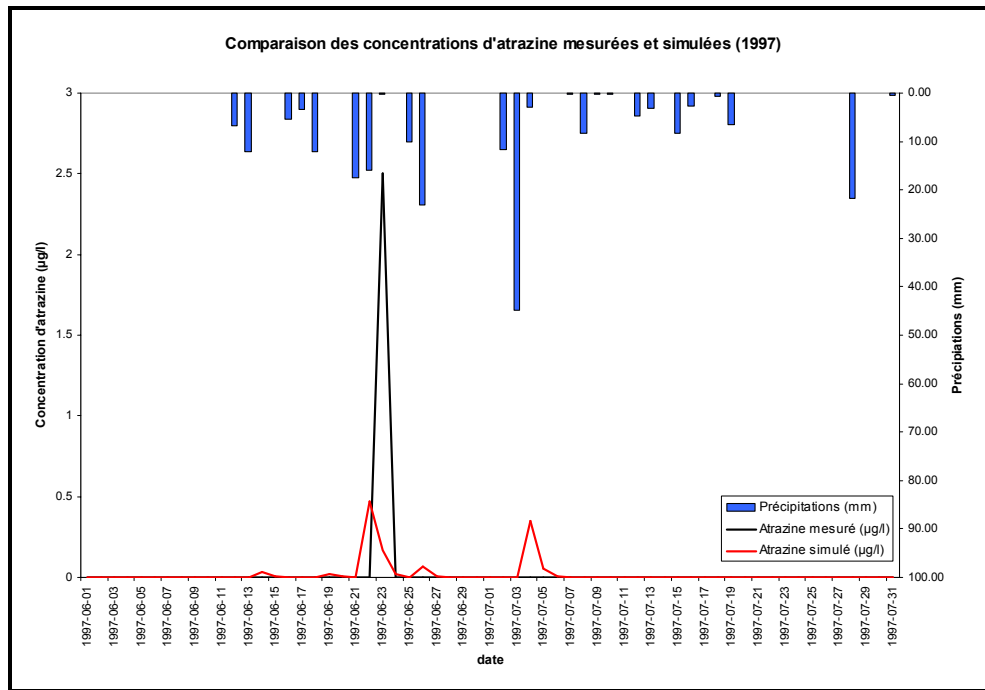


Figure F.35 : Comparaison des concentrations d'Atrazine simulées et mesurées (1997)

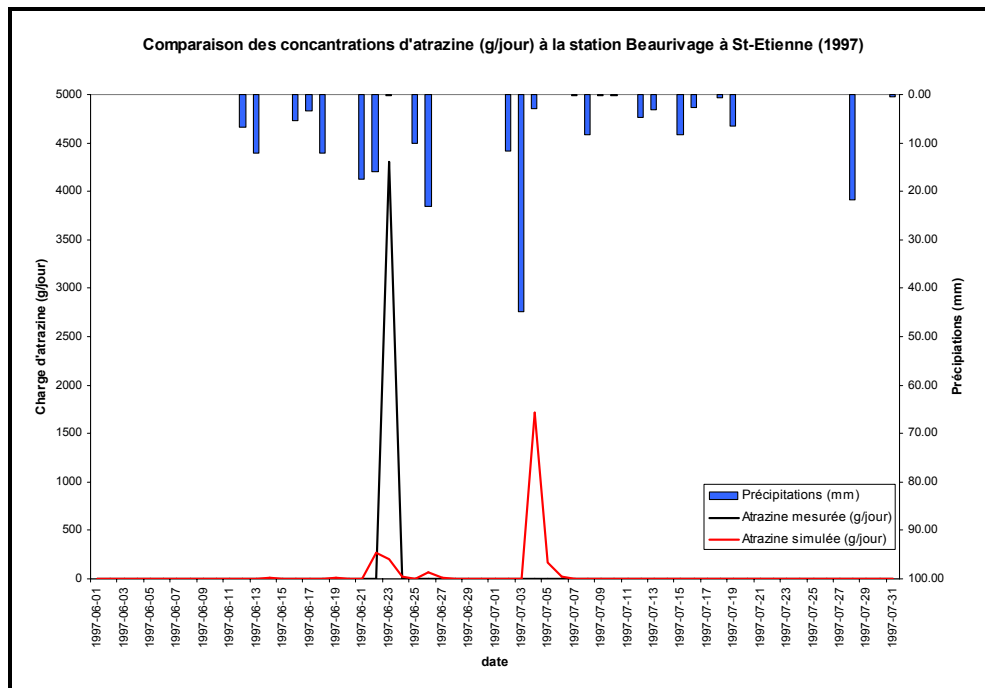


Figure F.36 : Comparaison des charges d'Atrazine simulées et mesurées (1997)

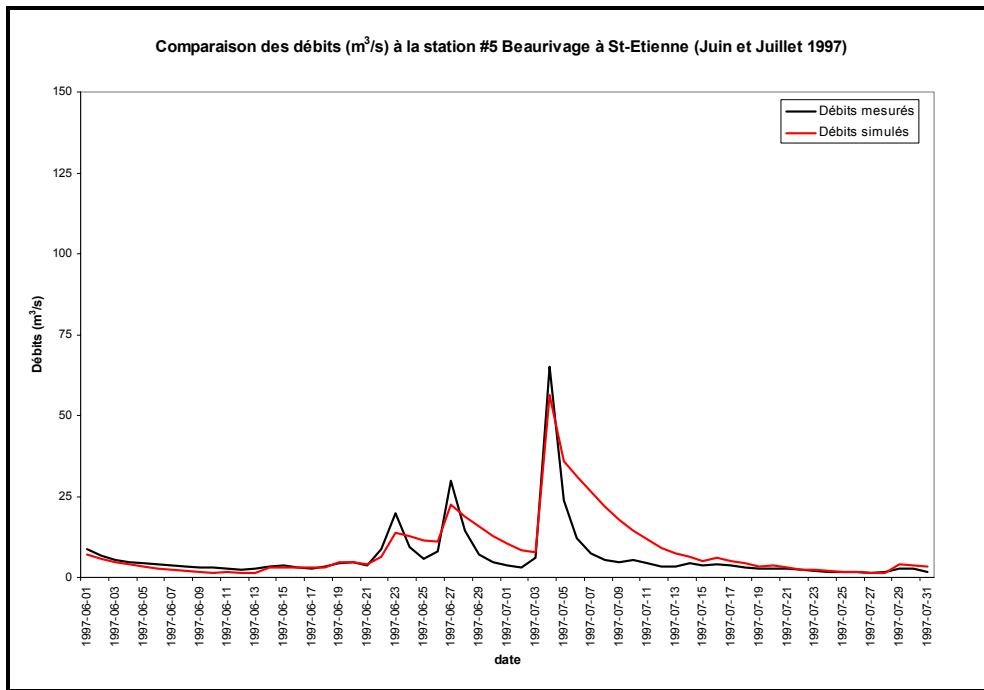


Figure F.37 : Comparaison des débits simulés et mesurés (juin et juillet 1997)

Les figures de comparaisons entre les concentrations simulées et mesurées démontrent clairement le potentiel du modèle à représenter le comportement de l'Atrazine. Dans un premier temps, les concentrations d'Atrazine simulées lors de l'été 1996 (Figure F.32 : 32) s'approchent de celles mesurées notamment lors de la mesure de la concentration maximale le 14 juin ou la concentration mesurée est $2.9 \mu\text{g/L}$ et celle simulée est de $2.6 \mu\text{g/L}$. Lors des autres dates présentant des concentrations supérieures à $0 \mu\text{g/L}$ (7 juin et 4 juillet), les concentrations simulées sous estiment nettement les valeurs mesurées. Cette différence peut être attribuée à fois à la quantité d'Atrazine appliquée et aux dates d'application. En effet, peu d'informations disponibles permettent de déterminer la quantité réelle d'Atrazine appliquée ainsi que les dates précises d'application sur les cultures de maïs. En ce sens, il est possible que le taux d'application d'Atrazine indiqué au modèle soit trop faible ou encore que les dates d'applications soient inexactes. En ce sens, la mesure enregistrée en date du 4 juillet peut résulter de quantité d'Atrazine appliquée lors de dates ultérieures au 15 juin. Néanmoins, il est possible de noter la simulation d'un pic de concentrations simulé en date du 21 juin 1996. Un tel comportement résulte d'évènements pluvieux coïncidant avec la présence au sol d'Atrazine. Toutefois, la Figure F.33 : 33 démontre que les charges d'Atrazine simulées sous estiment systématiquement celles mesurées (en se basant sur les débits mesurés). Cette sous-estimation s'accorde toutefois avec les débits simulés en comparaison avec ceux mesurés. En effet, la

Figure F.34 : 34 souligne les difficultés du modèle à représenter les débits mesurés à proximité de l'exutoire de la rivière Beurivage. En ce sens, il est possible de noter l'absence de pointe de crues et la sous-estimation presque systématique des débits mesurés. Par conséquent, les charges d'Atrazine demeurent plus faibles que celles mesurées qui résultent du produit entre les concentrations et les débits mesurés.

Contrairement à l'année 1996, les concentrations d'Atrazine simulées lors de l'été 1997 (Figure F.35 : 35) sous-estiment celles mesurées. De plus, elles présentent une forme plus étalée composée notamment de deux pics (22 juin et 4 juillet) comparativement aux valeurs mesurées qui ne présentent qu'une pointe de concentrations en date du 23 juin. Ces différences semblent s'accorder avec l'importance des notions de taux et dates d'application. En effet, tel que mentionné, les dates d'application indiquées au modèle SWAT s'étendent du 1 au 15 juin de chaque année et le taux d'application journalier est de 0.034 kg/ha.jr. Ces informations demeurent fixes pour chaque année de simulation et l'insuffisance de vérité terrain quant à ces paramètres (pour les années 1996-1997) peut résulter en une mauvaise représentation du comportement des pesticides simulés. La Figure F.35 : 35 et la Figure F.36 : 36

abondent dans ce sens en comparant les résultats simulés aux concentrations et charges simulées. Plus précisément, l'application trop hâtive de pesticides indiquée au modèle peut occasionner une décharge trop faible de pesticides lors d'évènements pluvieux ultérieurs. Ainsi pour l'année 1997, il est possible que les pesticides (Atrazine aient été dégradés ou encore dirigés vers les couches plus profondes du sol, réduisant alors leur relargage dans les cours d'eau. Dans le même sens, les charges en Atrazine demeurent plus faibles que celles mesurées et ce, malgré la représentation relativement bonne des débits simulés et mesurés (Figure F.37 : 37). Néanmoins, il est possible de noter l'importance des charges simulées en date du 4 juillet. Ce qui tend également à démontrer la capacité du modèle à simuler le comportement de pesticides tel l'Atrazine.

En somme, il est raisonnable d'affirmer que le modèle SWAT représente un outil intéressant dans la simulation du comportement de pesticides tel que l'Atrazine. Également, les bases de données préétablies pour les pesticides semblent permettre l'obtention de résultats acceptables. Toutefois, il demeure primordial de souligner l'importance de la connaissance de vérité terrain quant aux quantités et date réelles d'application des pesticides.

Face aux résultats obtenus dans le contexte actuel, il peut être raisonnable de tenter l'évaluation de pratiques de gestions bénéfiques à l'aide du modèle SWAT. De plus, en présence des bases de données présentes dans SWAT, ces pratiques peuvent être appliquées à divers pesticides appliqués sur le terrain.

ANNEXE G. CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES ET APPLICATION DE GIBSI

Cette annexe présente l'ensemble des étapes de l'application de GIBSI sur le bassin versant de la rivière Chaudière.

G.1 CONSTITUTION DE LA BASE DE DONNÉES

G.1.1. Intégration des données spatiales et attributs à la base de données de GIBSI

Un protocole d'application est en cours de réalisation afin de faciliter la réalisation des premières étapes d'implantation de GIBSI sur un bassin versant (contribution majeure en parallèle de l'INRS-ETE dans le cadre d'un projet FQRNT - Rousseau *et al.*, 2005b), c'est-à-dire l'intégration des données spatiales et attributs dans la base de données. Comme pour tout modèle, les données doivent d'abord être mises en forme. La base de données de GIBSI est sous format Microsoft Access.

Les Figures G.1 à G.3 montrent la représentation de certaines données dans GIBSI : localisation des stations, occupation du sol, modèle numérique d'altitude.

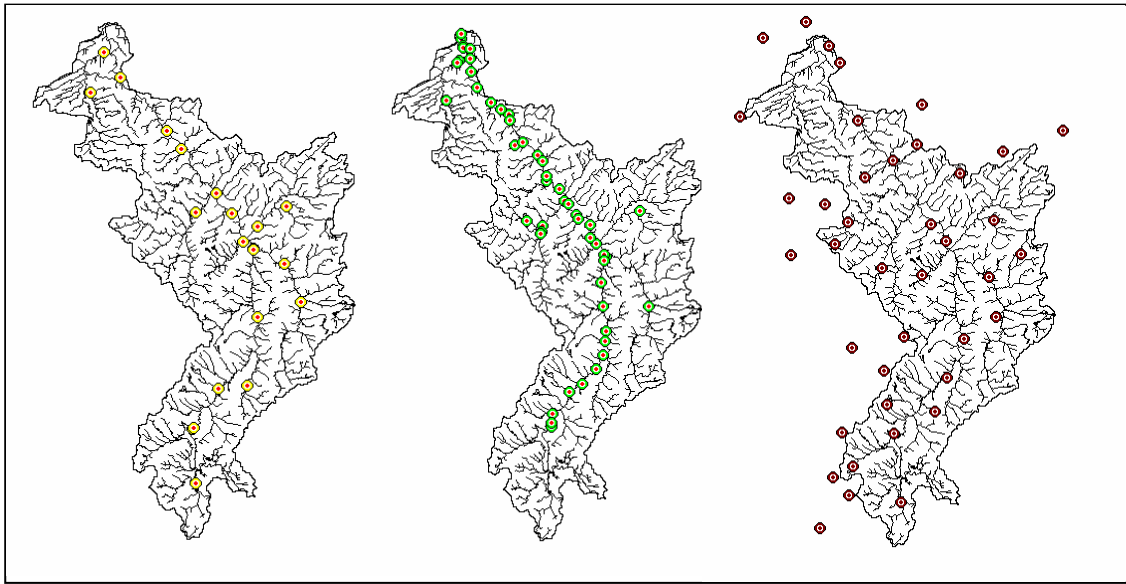


Figure G.1 : Localisation des stations hydrométriques, des stations qualité et des stations météorologiques

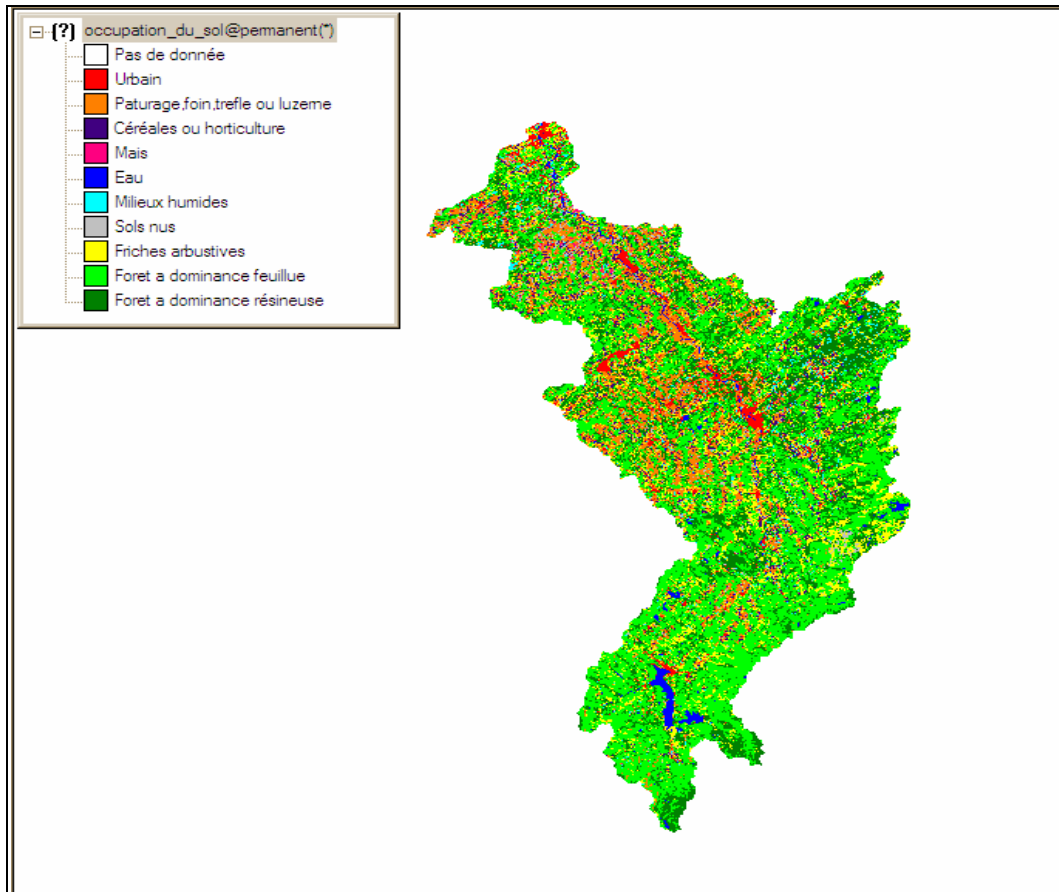


Figure G.2 : Représentation de l'occupation du sol avec GIBSI

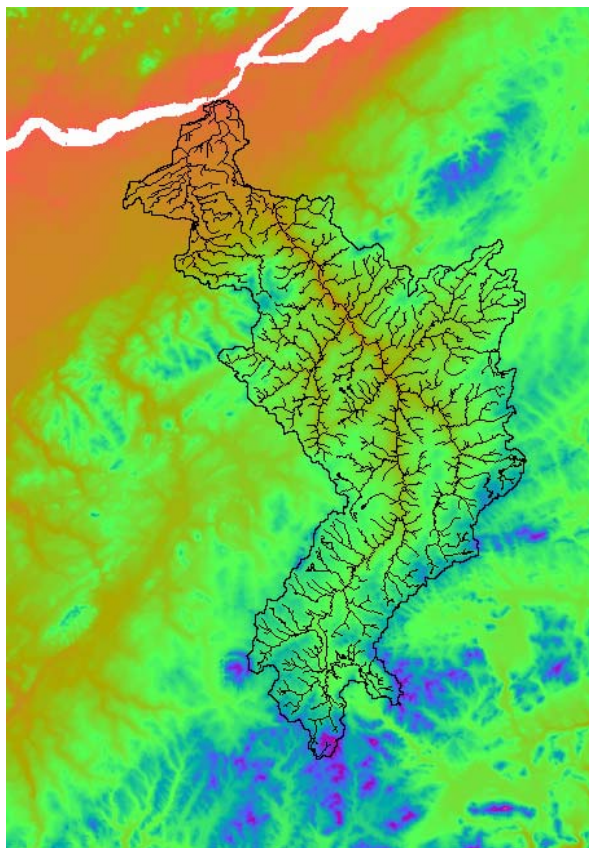


Figure G.3 : Représentation du modèle numérique d'altitude (MNA) et du réseau hydrographique avec GIBSI

G.1.2. Découpage et digitalisation du bassin

La première étape afin d'intégrer les données d'un bassin versant à la base de données de *GIBSI* est l'élaboration de la structure physique compatible avec les modèles de simulation, dont la détermination des USS ainsi que la digitalisation du réseau hydrographique. Les USS sont des unités de calcul considérées homogènes sur le plan hydrologique. Ces unités spatiales sont digitalisées et l'information spatiale disponible à une échelle plus fine (telle que l'occupation du sol par exemple) est moyennée à l'échelle de cette unité (sous forme de valeurs moyennes pour les paramètres ou de proportion de territoire occupée pour les occupations du sol). De la même manière le réseau hydrographique est discrétisé en tronçons homogènes. Les modèles calculent alors à chaque pas de temps (un jour) les processus hydrologique et de devenir des polluants sur chacune de ces unités de calcul, puis l'information est agrégée sur l'ensemble du bassin pour calculer les débits et concentrations en rivière.

Ce travail est réalisé à l'aide du logiciel PHYSITEL. Ce logiciel nécessite les données spatiales suivantes en entrée :

MNA (matrice ascii)

Réseau hydrographique (couche au format linéaire)

Type de sol (matrice ascii)

Occupation du sol (matrice ascii)

Le logiciel PHYSITEL génère les données d'entrée suivantes pour le modèle HYDROTEL :

Structure terrestre :

UHRH (ou USS)

MNA

Matrice d'écoulement des eaux (orientations)

Pentes

Réseau hydrographique :

Noeuds du réseau

Tronçons du réseau

Points du réseau

Distribution spatiale de l'occupation du sol

Distribution spatiale des types de sol ainsi que leurs propriétés hydrauliques

La Figure G.4 illustre la procédure de découpage spatial de GIBSI et précise les échelles spatiales de modélisation de chacun des modèles. Les figures a et b présentent le découpage du bassin versant en USS et tronçons. L'interpolation des données météorologiques, l'évapotranspiration potentielle et le bilan vertical d'eau se fait à l'échelle de chacune des USS (figure d). L'écoulement sur la partie terrestre s'effectue de maille à maille sur chacune des USS (figure e). L'érosion hydrique des sols, le transport des éléments nutritifs et l'évolution du

couvert nival se font à l'échelle des occupations du sol de chacune des USS (f). La qualité de l'eau en lac et en rivière ainsi que l'écoulement dans le réseau hydrographique sont déterminés pour chaque tronçon du bassin versant.

Le résultat de ce découpage spatial est illustré à la **Figure G.5** pour la partie aval du bassin. Au final, sur l'ensemble du bassin versant de la Chaudière, on obtient 1870 USS (**Figure G.6**) d'une superficie moyenne de 3.5 km², 1799 segments de rivière d'une longueur moyenne de 1.9 km et 46 segments de lac d'une longueur moyenne de 1.5 km.

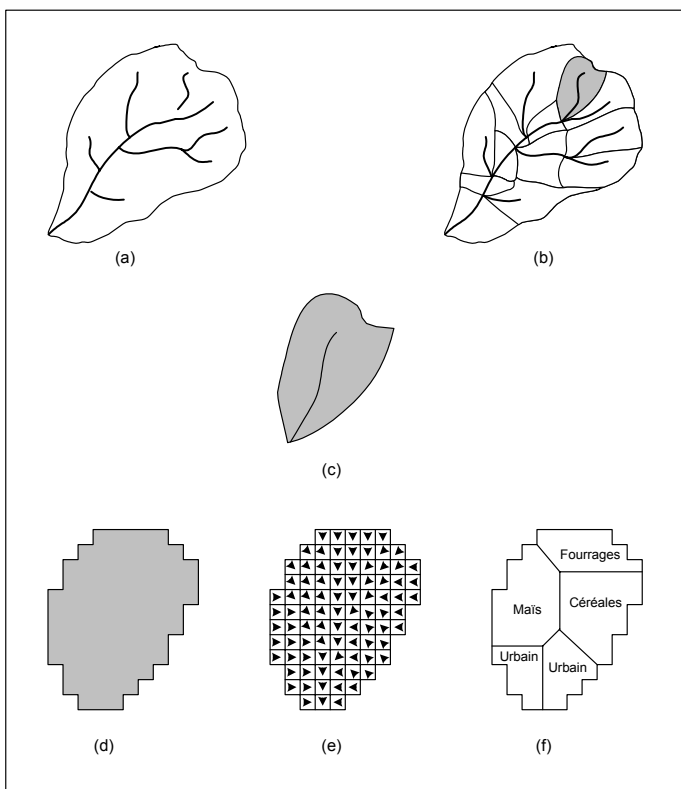


Figure G.4 : Découpage spatial : (a) bassin versant, (b) bassin versant constitué de plusieurs USS, (c) une USS, (d) représentation d'une USS numérisée, (e) schéma d'écoulement de surface d'une USS et (f) occupations du sol d'une USS

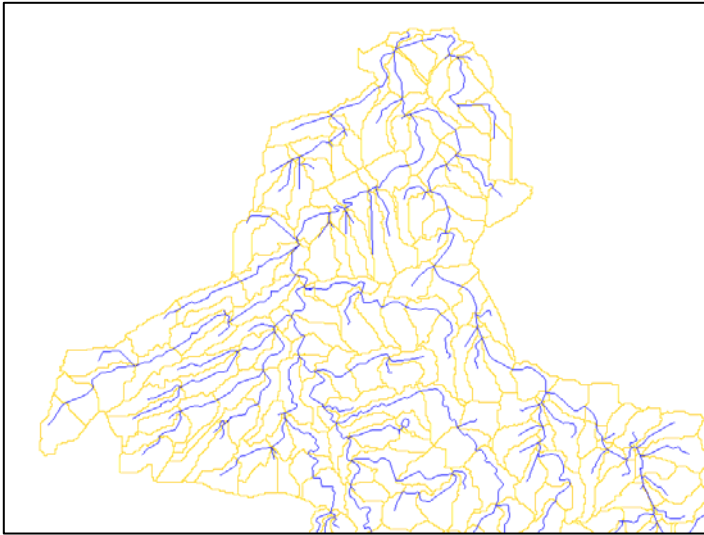


Figure G.5 : Exemple de discrétisation d'une partie du bassin versant en USS (en jaune) et en tronçons de rivière (en bleu).

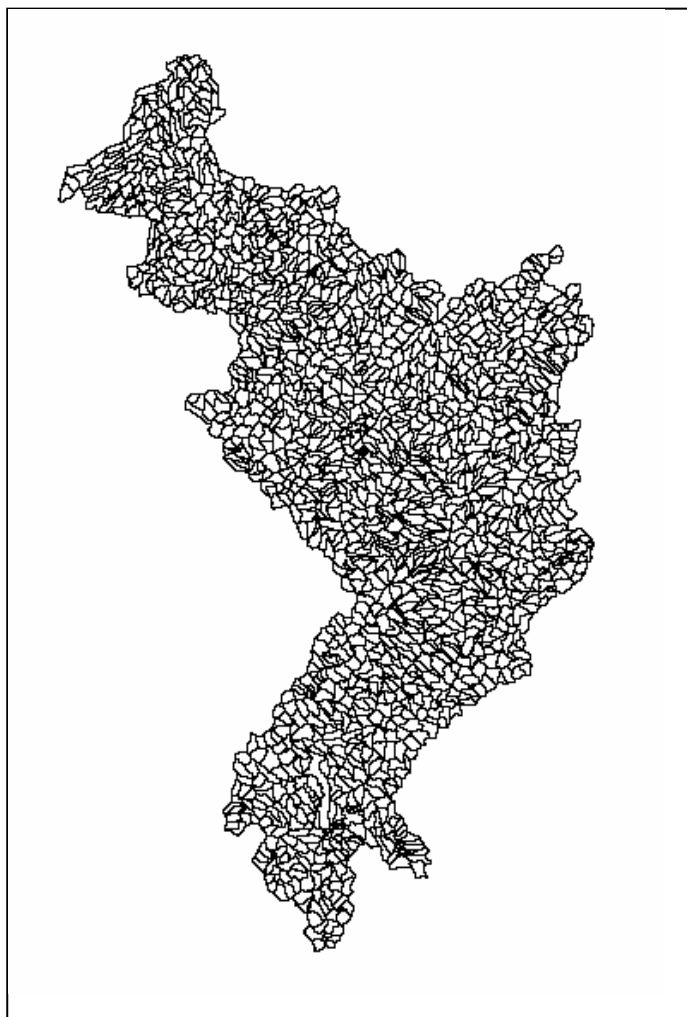


Figure G.6 : Discretisation du bassin versant de la rivière Chaudière en USS par PHYSITEL

Une fois cette étape réalisée, il faut ensuite intégrer les données générées dans la base de données de GIBSI. Un utilitaire permettant d'importer les données directement dans les tables est en cours de développement afin de faciliter cette étape (Rousseau *et al.*, 2005b).

À ce stade, GIBSI peut être utilisé en tant que simple système d'information et de visualisation de données (par exemple pour consulter les données mesurées de débit, **Figure G.7**)

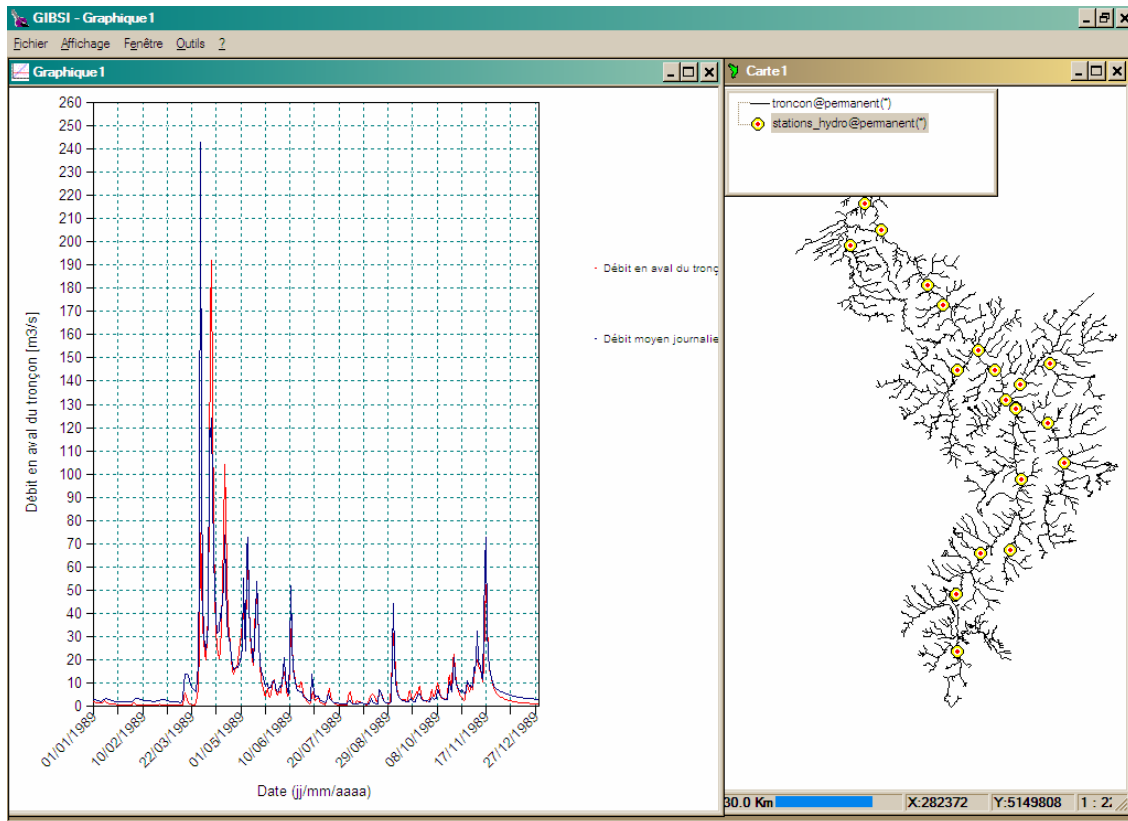


Figure G.7 : Visualisation des données mesurées (en bleu) et simulées (en rouge) de débit dans GIBSI

G.1.3. Application et calage du modèle hydrologique

L'application et le calage d'HYDROTEL sur le bassin versant de la rivière Chaudière avaient été réalisés avant ce projet et sont décrits par Fortin *et al.* (2001b).

G.1.4. Application et calage du modèle d'érosion

D'importantes modifications ont été apportées au modèle d'érosion de GIBSI dans les derniers mois (contribution majeure en parallèle de l'INRS-ETE dans le cadre d'un projet FQRNT - Rousseau *et al.*, 2005b). Une fois ces corrections apportées, le calage a été réalisé.

Les paramètres de calage permettent d'ajuster le modèle aux conditions hydro-géo-climatiques spécifiques du bassin versant d'application. Il existe deux types de paramètres de calage d'un modèle :

Les paramètres qui ont une signification physique. Ils doivent généralement être déterminés en priorité à partir de données observées (exemple : durée de la période sans gel). Une fois ainsi fixés, ils ne peuvent être modifiés que très légèrement et ne permettent donc pas « d'ajuster » les résultats du modèle.

Les paramètres sans signification physique, simples coefficients dans des équations. On peut généralement les faire varier avec une certaine latitude afin d'ajuster les résultats.

Les paramètres de calage du modèle d'érosion de GIBSI sont présentés dans le. Les paramètres qui ont une signification physique sont indiqués en bleu et les paramètres sur lesquels on peut réellement jouer pour ajuster le modèle sont indiqués en rouge.

Modèle d'érosion au sol

Dix paramètres ont été définis comme paramètres de calage pour le modèle d'érosion au sol :

Les paramètres d'érosion annuelle et de longueur moyenne de la période sans gel ont été déterminés à partir des données disponibles par Duchemin et Lachance (2002). Nous avons conservé ces valeurs.

Les coefficients d'érosivité de la pluie (en période chaude et en période froide) sont déterminés selon les normales climatiques de la région selon une approche définie par Selker *et al.* (1990). Le calcul est décrit par Villeneuve *et al.*, 1998). Les valeurs obtenues sont 0.074 et 0.137 respectivement pour la région de Québec, et 0.107 et 0.184 respectivement pour la région de Sherbrooke. On peut considérer que le bassin versant de la rivière Chaudière se situe entre ces deux régions. Dans le premier calage réalisé, Duchemin (communication personnelle) avait obtenu des valeurs de 0.088 et 0.156 respectivement. Ces valeurs peuvent être légèrement ajustées mais compte tenu de leur faible impact sur les résultats du modèle (voir l'analyse de sensibilité), nous avons décidé de les conserver.

Les coefficients d'érosivité du ruissellement proviennent de l'équation proposée par Foster *et al.* (1977). Des expériences en conditions contrôlées les avaient amenés à prendre une valeur de 15 EI/cm (cm/hr)^{1/3}, ce qui correspond avec les unités utilisées dans notre cas à une valeur de 0.7. De la même manière que pour les coefficients d'érosivité, nous avons conservé ces valeurs.

Le coefficient de transport, qui est défini dans l'équation originale de Finkner *et al.* (1989) pour le calcul de la capacité de transport, peut être déterminé expérimentalement. Ferro (1998) donne plusieurs méthodes pour déterminer sa valeur qui dépend de la rugosité et de la granulométrie du sol, du stress de cisaillement, la forme du profil, les conditions hydrauliques.

Sa valeur varie ainsi entre 0 et 0.6. Dans notre cas, nous préférons l'utiliser comme simple paramètre empirique de calage, en le maintenant dans cette gamme de valeurs.

Modèle d'érosion et de transport des sédiments en rivière

Trois paramètres peuvent être utilisés pour le calage de cette partie du modèle

Le diamètre des particules représente le diamètre moyen des particules de sol érodées. Compte tenu que l'érosion concerne de manière préférentielle les particules de faible diamètre (argile), une valeur de l'ordre de 0.15 mm (0.00015 m) est réaliste. Ce paramètre a une influence importante sur le processus de déposition et de réentraînement des sédiments en rivière, une valeur plus forte favorisant la déposition et donc diminuant la charge totale à l'exutoire.

Les facteurs d'érodabilité (K) et cultural (C) sont utilisés dans le calcul de l'érosion du lit de rivière (lorsque tous les sédiments déposés ont été réentraînés), et correspondent aux valeurs moyennes de ces facteurs de l'USLE sur tout le bassin versant. Il est difficile de calculer une telle valeur moyenne à partir des calculs réalisés dans le modèle d'érosion au sol car on obtient des valeurs différentes pour chaque jour. Compte des ordres de grandeur obtenus, nous avons fixé les valeurs de 0.05 et 0.5 pour K et C respectivement. On pourra à l'avenir caler ces paramètres.

Tableau G.1 : Paramètres de calage du modèle d'érosion. Les paramètres surlignés en jaune sont les paramètres empiriques pouvant être ajustés pour le calage.

Nom du paramètre	Nom dans la BD	Nom dans le code	Rôle dans le modèle	Valeur du calage final
Modèle d'érosion au sol				
Coefficient d'érosivité de la pluie en période froide	CoErosPluieF	FARP1	Érosivité (facteur R)	0.088
Coefficient d'érosivité de la pluie en période chaude	CoErosPluieC	FARP2	Érosivité (facteur R)	0.156
Coefficient d'érosivité du ruissellement en période froide	CoErosRuisF	FARR1	Érosivité (facteur R)	0.7
Coefficient d'érosivité du ruissellement en période chaude	CoErosRuisC	FARR2	Érosivité (facteur R)	0.7
Exposant pour la relation érosivité/précipitation	EroPrecExp	EXPD	Érosivité (facteur R)	1.81 (1.5 à 2.2)
Érosivité annuelle sur le bassin	ErosAnMoy	ERAN	Érosivité (facteur R)	1418.33
Longueur moyenne de la période sans gel	SolDegele	PERSG	Érodabilité (facteur K)	125
Coefficient pour la relation largeur/superficie occupée	LargDebCo	COEFLAR	Capacité de transport du ruissellement	15.42
Exposant pour la relation largeur/superficie occupée	LargDebExp	EXPLAR	Capacité de transport du ruissellement	0.51
Coefficient pour la capacité de transport au sol	CoTrans	CK	Capacité de transport du ruissellement	0.5 (0 à 0.6)
Modèle de transport des sédiments en rivière				
Diamètre des particules	DiamPartic	DIAMES	Sédimentation (dépôt/remise en suspension)	0.00012
Facteur K	FaErodab	SEDK	Érosion du lit de rivière	0.05
Facteur C	FaVeg	SEDC	Érosion du lit de rivière	0.5

Ainsi, même s'il est basé sur un modèle fondamentalement empirique (USLE), le modèle d'érosion de GIBSI offre relativement peu de marge de manœuvre pour le calage.

Les résultats pour les charges annuelle et saisonnières sont présentés dans le Tableau G.2. On constate que les résultats du modèle sont proches de la moyenne estimée par la méthode statistique, excepté pour l'hiver.

Tableau G.2 : Résultats du calage pour les charges annuelles et saisonnières de sédiments sur l'année 1989 à l'exutoire de la rivière Beaurivage (en kg/ha)

Période	Ratio	Estimation statistique			Simulation
	Estimator	Moyenne	Q10	Q90	
Hiver (DJF)	1.66	1.60	1.35	1.87	0.17
Printemps (MAM)	70.31	293.51	151.86	480.79	305.96
Été (JJA)	6.32	6.99	5.29	9.08	3.49
Automne (SON)	7.14	15.67	11.08	21.28	11.31
Charge annuelle	85	316.92	175.04	501.13	320.93

Si l'on compare les charges journalières (Figure 4.21G.8 et Figure 4.22G.9), on constate que la dynamique générale tout au long de l'année est relativement bien reproduite par le modèle. En particulier, les fortes charges du printemps sont bien simulées, les résultats de simulations étant toujours à l'intérieur de l'intervalle de confiance et proches des valeurs mesurées. En revanche, en période d'étiage (hiver et été), le modèle tend à produire des diminutions rapides de la concentration alors que les mesures restent relativement stables. Cela est probablement dû d'une part à la moins bonne performance du modèle hydrologique qui sous-estime le débit lors de ces périodes, et d'autre part à la grande incertitude qui accompagne les mesures de concentration à des niveaux aussi faibles (le seuil de détection est de 1 mg/L, ce qui signifie qu'une valeur mesurée de 1 mg/L peut correspondre à une concentration réelle nettement inférieure à cela).

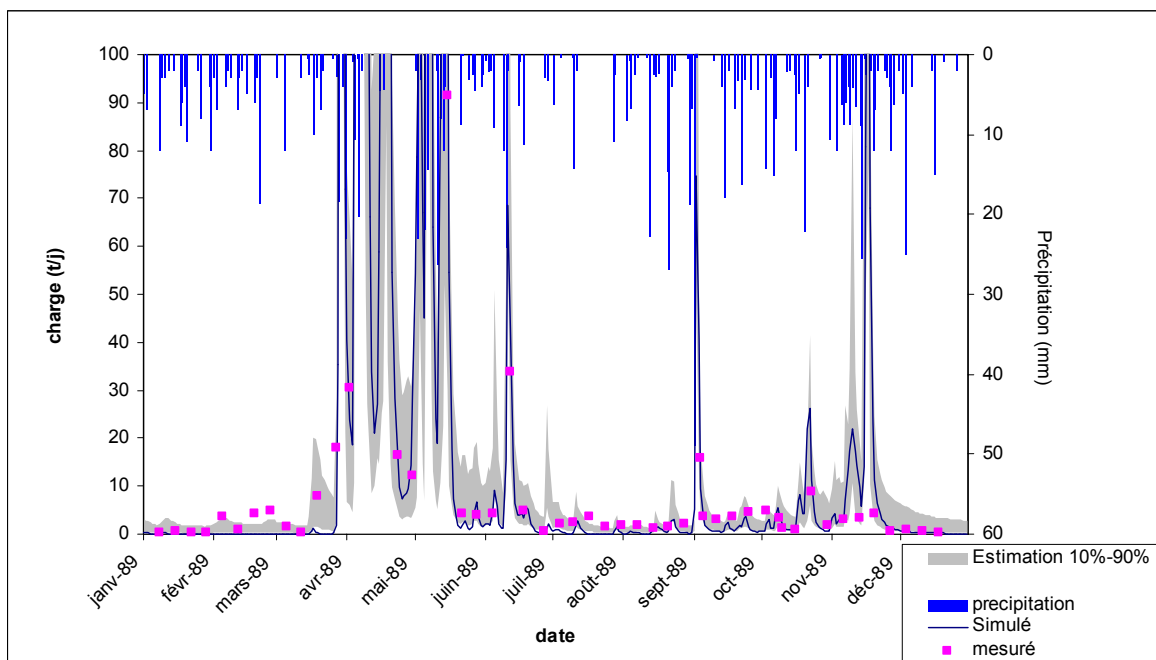


Figure G.8 : Comparaison des charges journalières simulées et observées pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

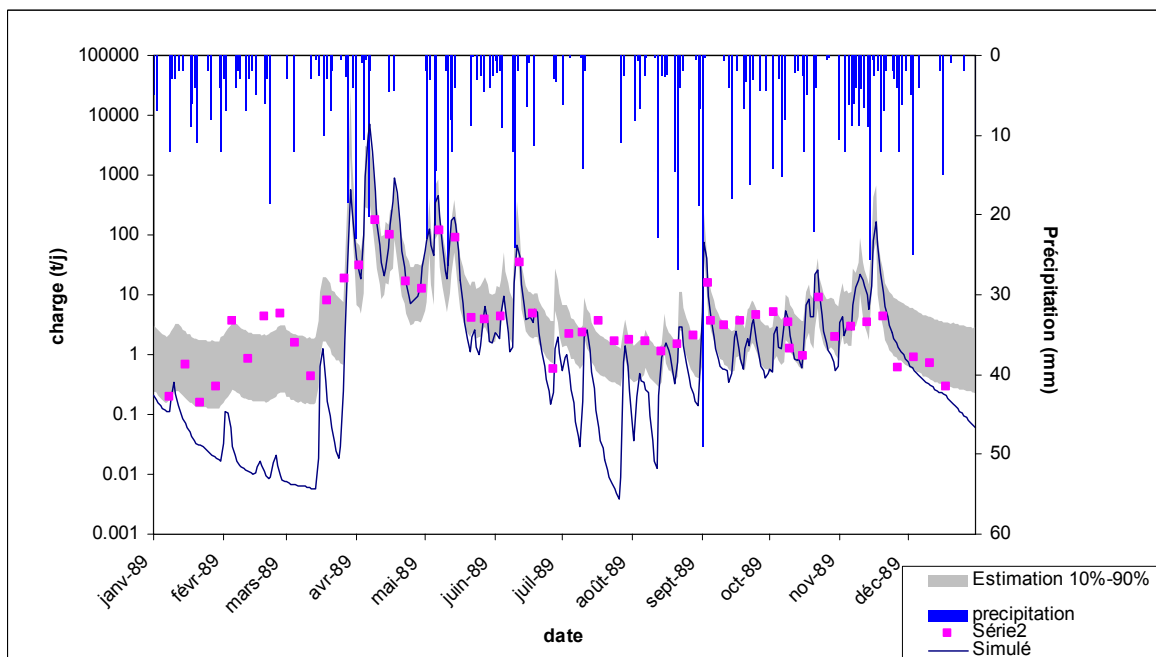


Figure G.9 : Comparaison des charges journalières simulées et observées avec une échelle logarithmique pour l'année 1989 à l'exutoire de la Beurivage (tronçon 1644)

Le Tableau G.3 présente les valeurs des coefficients de détermination, de Nash-Sutcliffe, de Pearson ainsi que la fréquence avec laquelle la charge simulée est comprise entre les quantiles 10% et 90% de la charge estimée.

Tableau G.3 : Critères statistiques du calage du modèle d'érosion de GIBSI à l'exutoire de la Beurivage sur l'année 1989

Critère statistique	Valeur
R ²	0.87
Nash-Sutcliffe	-1.77
Pearson	0.93
Frequence Totale 10%-90%	0.42

Si l'on obtient de bonnes valeurs pour le coefficient R² et le coefficient de Pearson, la valeur du coefficient de Nash-Sutcliffe est en revanche mauvaise, à cause du biais systématique obtenu en période d'étiage.

La validation temporelle et spatiale du modèle s'est avérée satisfaisante, excepté sur des petits sous-bassins situés en amont (ex : bassin du Bras d'Henri) avec une nette sous-estimation des charges. Cela est sans doute dû à l'échelle spatiale de calcul. Un calage distribué du modèle pourrait être envisagé afin de remédier à ce problème. À noter enfin qu'une analyse de sensibilité du modèle sera réalisée prochainement.

G.1.5. Application et calage du modèle de transport de pesticides

Le modèle pesticide de GIBSI était déjà développé mais n'avait jamais été testé et comparé à des données mesurées. Un important travail de vérification a donc d'abord été nécessaire, ce qui a permis de mettre en évidence certaines lacunes, sur le fond (processus) mais aussi sur la forme (erreurs de code). Les adaptations réalisées sont les suivantes :

Compte tenu des données recueillies (1996, 1997 et 2005), il était primordial de pouvoir réaliser des simulations avec les séquences météorologiques de ces années. Or, GIBSI ne permettait de simuler que jusqu'en 1994. Nous avons donc intégré les données météorologiques des années 1995 à 2005.

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

la réalité, les rotations sont indépendantes d'une exploitation à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations culturales plus réalistes sur le bassin versant, il était donc important d'introduire une répartition aléatoire des années de rotation parmi les USS. La succession habituelle des cultures est ensuite adoptée pour les années suivantes de la simulation.

De même, on considérait initialement dans GIBSI que, lors d'une simulation, toutes les pratiques phytosanitaires se faisaient en même temps sur chaque USS. Dans la réalité, les applications sont indépendantes d'une exploitation à l'autre et donc d'un USS à l'autre. Afin de pouvoir prendre en compte des configurations temporelles plus réalistes sur le bassin versant, il semble donc important d'introduire également une répartition aléatoire, parmi les USS, du jour d'application des pesticides (dans la fenêtre de jours possibles déterminés par le scénario de gestion et en fonction des précipitations).

L'effet des bandes enherbées sur le transport des sédiments et des polluants a été intégré en utilisant l'algorithme utilisé dans SWAT :

$$E = 0.367 \cdot L^{0.2967}$$

Où E est l'efficacité de la bande (proportion de sédiments ou de polluants retenue) et L est la largeur de la bande (en m)

La validation du modèle par rapport aux données mesurées de concentration en Atrazine est présentée dans la section 4.3.6. L'application pour la détermination des NPA est présentée dans la section 6.4.

ANNEXE H. COMPTE RENDU DE RÉUNIONS

H.1 RÉUNION DU 13 DÉCEMBRE 2005

Lieu : INRS-ETE

Début de la réunion : 10h30

Présents :

Alain N. Rousseau, Pierre Lafrance, Renaud Quilbé, Mauro Sulis, Stéphane Savary, Emmanuelle Caron, Sébastien Tremblay, Alain Royer - INRS-ETE

Mohamed Amrani - Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal

Paul Jiapizian - Environnement Canada, Ottawa

Serge Villeneuve - Environnement Canada, Québec

Par téléconférence : Pierre-Yves Caux - Environnement Canada, Ottawa

Ordre du Jour :

1. Démarche et Plan de travail
2. Données sur les pesticides appliqués
3. Description et application des 3 modèles
4. Détermination des NPA

1. Démarche et Plan de travail (Alain)

Alain présente le contexte et les objectifs de la réunion : faire un état d'avancement des travaux sur l'acquisition de données, l'application des trois modèles et le développement des NPA. Cet état d'avancement est présenté conjointement avec l'échéancier de réalisation du projet. Il est à noter à ce sujet, qu'en regard de la date de signature de l'Entente de collaboration INRS-EC, les travaux de démarrage du projet n'ont pu être effectifs que depuis un mois

Mohamed demande à rallonger et avancer l'étape portant sur la détermination des NPA. Il faudrait assez rapidement faire un exercice d'application et de détermination des NPA même si les modèles ne sont pas encore calés. Alain approuve. Mohamed désire que cette activité donne lieu à la rédaction d'un « *white paper* ». Alain suggère que celui-ci soit tout simplement insérer dans le rapport d'étape.

⇒ Alain: Corriger le diagramme de Gantt en prévoyant un essai de détermination des NPA

Il y aura un atelier INÉNA le 5 ou le 6 mars sur les scénarios communs aux Groupes Pesticides, Eau, Air et Biodiversité. Mohamed et Paul mentionnent que NAHARP réalise des activités d'évaluation de risques liés aux PGB (efficacité des PGB en regard de l'atténuation ou de l'augmentation des risques).

Alain accepte l'invitation de Mohamed de participer à cette rencontre avec les acteurs du projet NAHARP. Pierre-Yves va organiser une réunion avec Alan Cessna et son groupe.

⇒ Pierre-Yves: Organiser une réunion avec Alan Cessna et son groupe

Pierre-Yves pense qu'il serait pertinent de décrire l'incertitude, l'intégration et la représentation liées liées aux PGB dans les modèles

Mohamed : Le rôle d'EC est de déterminer les NPA. La détermination des PGB effectives à appliquer aux champs est du ressort d'AAC.

Serge : Pour l'occupation du sol, le MAPAQ possède dans sa base de données GIRMA des données au 1/20 000 basées sur les fiches individuelles des agriculteurs pour les années 1994, 1998 et 2003.

Pierre-Yves : Il y a aussi le *Census of Canada* avec des informations à l'échelle des municipalités. EC a ces données et pourrait nous les transmettre.

⇒ Serge: Voir du côté du MAPAQ s'ils peuvent fournir les données GIRMA à l'équipe de l'INRS. Voir les données ou informations relatives aux PGB, aux rotations des cultures et aux interventions phytosanitaires, qui seraient disponibles au niveau du Bassin de la Chaudière.

⇒ Pierre-Yves : Transmettre à l'équipe de l'INRS les données du *Census of Canada* (voir Elizabeth ou Patricia Chambers)

2. Données sur les pesticides appliqués (Pierre)

Pierre présente l'état d'avancement des travaux sur les données concernant les pesticides et les interventions phytosanitaires dans le Bassin de la Chaudière : cet avancement résulte en grande partie des travaux réalisés par Emmanuelle.

Les données de pesticides en rivières proviennent essentiellement de travaux du MENVIQ (années 1996 et 1997) sur la Beurivage et de l'INRS (contribution à l'actuel projet) sur le Bras d'Henri (travaux d'Emmanuelle).

Bernard Rondeau a échantillonné durant l'été 2005 à l'exutoire des rivières Chaudière et Beurivage, de juillet à septembre. Il a coordonné son échantillonnage avec Claudel Lemieux. Pierre-Yves envoie par courriel de l'information supplémentaire sur le sujet (reçue sur l'heure du midi).

Pierre-Yves confirme que ces échantillons seront analysés par Alan Cessna et que les résultats seront disponibles pour l'INRS aux fins de la modélisation.

⇒ Pierre-Yves : voir à ce que les données d'EC obtenues sur ce bassin versant en 2005 soient disponibles pour l'INRS.

Pierre-Yves demande à ce que les sources des données nécessaires aux modèles soient identifiées. Alain propose de lui envoyer un tableau avec ces informations pour les données géographiques.

⇒ Alain : Envoyer à Pierre-Yves le tableau avec les sources des données géographiques (fait sur l'heure du midi de la réunion)

Pierre-Yves parle aussi d'une banque de données sur les étiquettes des pesticides qu'il pourrait nous transmettre. Ces étiquettes, conçues par les fabricants indiquent, notamment les taux d'application qu'ils recommandent

⇒ Pierre-Yves : transmettre à l'équipe de l'INRS la banque de données sur les étiquettes des pesticides.

La question de la forme des pesticides (dissous vs. particulaire) est soulevée. Les données mesurées concernent les formes dissoutes. La forme particulaire peut être estimée à l'aide des coefficients d'adsorption. À titre d'exemple, Pierre rappelle que les organochlorés sont fortement adsorbés et qu'ils peuvent être consommés par les organismes benthiques. Pierre soulève également les points suivants : dans le cas des formes particulières il faut tenir compte des deux cas suivants : demi-vie élevée avec une faible solubilité et demi-vie faible et haute

solubilité. Paul pense qu'il faudrait prendre en compte les deux formes dans la détermination des NPA puisque les recommandations pour la vie aquatique prend en compte les deux.

⇒ Paul et Mohamed doivent en rediscuter

L'INRS doit appliquer la modélisation sur six classes de pesticides. Pierre présente plusieurs manières de classer les pesticides. Mohamed s'interroge sur la pertinence de classer les pesticides. Pierre-Yves, Pierre et Alain trouve pertinent de regrouper les pesticides selon leurs propriétés bio-physico-chimiques.

Paul : le système APPLES a servi pour définir les pesticides prioritaires pour lesquels il y aura un NPI. Pierre-Yves envoie la liste par courriel (liste reçue sur l'heure du midi). Il envoie également par courriel un inventaire des ventes et de données d'utilisation des pesticides au Canada (Brimble *et al.*, 2005). Il transmet finalement une liste d'une dizaine de pesticides qui ont été classés de grand intérêt au niveau environnemental.

Concernant les pratiques phytosanitaires, les pratiques possibles sont : (i) pas d'application, (ii) taux d'application recommandé par l'agronome, (iii) le plus bas taux d'application recommandé par le fabricant ou (iv) application à taux réduit. Dans ce bassin versant, il n'y a pour ainsi dire pas d'applications localisées ni d'applications en bandes

3. Description et application des modèles (Alain, Renaud, Stéphane et Mauro)

Les intervenants de l'INRS (voir ci-haut) présentent respectivement l'avancement des travaux concernant les modèles hydrologiques sélectionnés (GIBSI, BASINS et SWAT).

Pierre-Yves indique que Allan Cessna aurait déjà utilisé PRZM (*e.g.* une troisième version). Il se demande s'il y aurait un éventuel intérêt à comparer plus tard les résultats de la modélisation hydrologique obtenus par l'INRS avec certains résultats pouvant découler de l'utilisation de PRZM.

Pierre-Yves demande quel est l'intérêt de tels modèles par rapport aux modèles CREAMS, GLEAMS et PRZM. CREAMS et GLEAMS sont les modèles qui ont servi de base à SWAT puis à GIBSI. PRZM est un modèle 1D à l'échelle de la parcelle conçu surtout pour estimer la contamination des nappes.

Pour les PGB, il faudrait savoir si les PGB doivent prendre en compte à la fois la gestion des intrants (taux et modes d'application), les pratiques culturales (travail réduit et non-travail) et

les aménagements de protection (e.g. bandes riveraines). Mohamed dit que le Cadre Stratégique a déterminé une liste de 30 PGB préconisés. Il va envoyer cette liste à l'équipe de l'INRS.

⇒ Mohamed : Envoyer la liste des PGB préconisés à l'équipe de l'INRS.

4. Détermination des NPA

Pour une meilleure compréhension des courbes cumulatives, il faudrait changer le titre des figures (diapos) et rajouter la période simulée.

Quelle valeur de concentration prendre à partir des courbes ? Le résultat attendu et qui devra être communiqué à AAC devrait être une et une seule valeur de concentration plutôt qu'une probabilité. Mohamed pense qu'il faut que ce soit une valeur moyenne. La valeur médiane semblerait la plus pertinente.

Le principe de choisir un quantile est le même que pour les NPI où on détermine une valeur de concentration pour laquelle un certain pourcentage des espèces aquatiques est épargné.

Pour Paul, le but est que le NPA soit plus contraignant que le NPI à un moment donné. Il serait donc préférable de déterminer le NPA indépendamment du NPI.

Mohamed et Paul discutent de l'intérêt (scientifique et de communication avec le milieu agricole) de lier de la façon la plus concrète possible les NPA évalués avec les NPI.

Les notions ou méthodes liés à la détermination des NPA ne sont pas encore très claires en termes de compréhension visuelle lors de la présentation des diapos. Il serait avantageux de rendre la démarche plus aisément compréhensible et plus facilement communicable par exemple auprès des producteurs agricoles. Il faudrait illustrer la démarche par un exemple dès que possible tout en éclaircissant la signification mathématique des NPA qui seront évalués.

⇒ Équipe INRS : Modifier et développer les acétates sur la détermination des NPA et transmettre la présentation à Mohamed, Paul et Pierre-Yves

Fin de la réunion : 16h00

Prochaine rencontre : À fixer en février 2006.

Actions

INRS

- ⇒ Corriger le diagramme de Gantt en prévoyant un essai de détermination des NPA
- ⇒ Modifier et développer les acétates sur la détermination des NPA et transmettre la présentation à Mohamed, Paul et Pierre-Yves

Pierre-Yves

- ⇒ Organiser une réunion avec Alan Cessna et son groupe
- ⇒ Transmettre à l'équipe de l'INRS les données du *Census of Canada* (voir Elizabeth ou Patricia Chambers)
- ⇒ Voir à ce que les données d'EC obtenues sur ce bassin versant en 2005 soient disponibles pour l'INRS.
- ⇒ Transmettre à l'équipe de l'INRS la banque de données sur les étiquettes des pesticides

Serge

- ⇒ Voir du côté du MAPAQ s'ils peuvent fournir les données GIRMA à l'équipe de l'INRS
- ⇒ Voir les données ou informations relatives aux PGB, aux rotations des cultures et aux interventions phytosanitaires qui seraient disponibles au niveau du Bassin de la Chaudière.

Mohamed

- ⇒ Envoyer la liste des PGB à l'équipe de l'INRS
- ⇒ Paul et Mohamed doivent rediscuter du besoin d'inclure les concentrations particulières aux concentrations dissoutes pour la détermination des NPA

H.2 RÉUNION DU 8 MAI 2006

Lieu : Conférence téléphonique

Début de la réunion : 10h

Présents :

Alain N. Rousseau, Pierre Lafrance, Renaud Quilbé - INRS-ETE

Par téléconférence :

Mohamed Amrani - Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal

Paul Jiapizian - Environnement Canada, Ottawa

Pierre-Yves Caux - Environnement Canada, Ottawa

Mohamed et Pierre-Yves soulignent les principaux objectifs de la réunion. Mohamed rappelle que la fin mai est le moment de la remise du rapport écrit final. Il indique qu'un livrable de l'actuel projet est de fournir un NPA qui peut être basé sur des scénarios, ceci en regard d'éventuelles incertitudes quant à des données relatives aux pratiques culturelles dans le bassin versant d'étude (BV). Il n'est ainsi pas requis de déterminer un NPA « moyen définitif » pour un BV pour lequel l'ensemble des caractéristiques culturelles précises ne sont pas totalement chiffrables à ce stade.

Alain présente rapidement l'état d'avancement du travail :

- Les trois modèles ont été appliqués. HSPF ne donne pas de bons résultats concernant les concentrations en pesticides, tandis que SWAT et GIBSI donnent de bons résultats. La principale limite est liée à l'incertitude sur les dates et les taux d'application des pesticides.
- Il est à présent possible de faire un exemple de détermination des NPA avec SWAT et GIBSI.

Pierre-Yves mentionne que sur le bassin versant de South Nation en Ontario, il y a un contrôle de la nappe à l'aide des systèmes de drains souterrains. Cela pourrait constituer une PGB. Alain

précise que l'on ne peut pas envisager ce type de PGB selon les approches des modèles utilisés dans le présent projet.

Pierre demande, par suite de discussions antérieures, si l'occurrence des cas de contamination à travers le Canada devrait être considérée (en plus des caractéristiques biophysicochimiques des pesticides). Pierre-Yves pense que oui. Il indique qu'il serait en mesure de fournir des résultats pan-canadiens relatifs à l'observation de cas de contamination des eaux de surface au Canada.

Pierre-Yves propose de déterminer d'une façon rapide et préliminaire les NPA pour 50 pesticides, déjà sélectionnés selon le système APPLES : ceci pourrait aider à regrouper ensuite les pesticides (en six classes tel que prévu initialement) en fonction des résultats obtenus. La classification des pesticides en six groupes de composés pourrait ainsi prendre en compte des éléments (systèmes APPLES) autres que les seules caractéristiques biophysicochimiques des pesticides. Paul trouve l'approche intéressante : il demande toutefois à l'INRS-ETE de veiller à ce que l'information relative aux critères finaux, qui seront retenus pour la classification des pesticides en six groupes, soit transmise aux intervenants d'Environnement Canada pour information.

La version finale du rapport devra être terminée fin mai. Mohamed souhaite qu'on réalise la détermination de NPA pour les six groupes de pesticides.

Renaud dit que la plupart des pesticides « top ten » d'Environnement Canada n'ont pas été appliqués ni mesurés sur le bassin versant de la Beaurivage. Il faudrait donc calculer les NPA pour les pesticides utilisés sur ce le bassin versant.

Alain rappelle que les données de concentrations de pesticides en rivière(s) sont disponibles pour les années 1996 puis 1997 (Beaurivage, min. Environ. Québec) et 2005 (Bras d'Henri affluent de la Beaurivage, INRS-ETE; tronçons dans le bassin de la Chaudière, Environ. Canada en collaboration avec AAC). Après un examen général de ces résultats, il ressort que des simulations pourraient inclure les pesticides détectés (en concentrations suffisantes) dans la mesure où les données des pratiques culturales et phytosanitaires sont connues. Les pesticides pouvant être soumis à ces critères sont notamment l'Atrazine, le Métolachlor, le dicamba, le nicosulfuron, le MCPA et le 2,4-D. Il est néanmoins reconnu que seulement des traces des quatre derniers pesticides précités ont été mesurées à un endroit ou à un autre dans le bassin versant de la Chaudière. En conséquence, un effort sera porté sur les simulations (détermination des NPA) prenant principalement en compte l'Atrazine et le Métolachlor (mesurés en concentrations suffisantes). Il est convenu, avec Mohamed, qu'il serait très intéressant de déterminer une troisième NPA sur un 3^e pesticide de « démonstration », i.e. un pesticide non forcément détecté en rivière mais dont on connaîtrait en détails suffisants les pratiques culturales et phytosanitaires dans le bassin versant étudié.

Pour Mohamed, la prochaine étape consistera à appliquer l'approche à travers le Canada. Pierre-Yves dit qu'il y a quatre bassins versants qui font présentement l'objet d'un échantillonnage : South Nation, Wilmot, Yamaska et Salmon River. Un comité a été créé sur chaque bassin versant.

Il est mentionnée que la réduction du taux d'application des pesticides (ex. : application réduite) est une forme de PGB dont l'impact est intéressant à simuler.

Concernant l'échantillonnage sur la Yamaska, Paul et Pierre-Yves confirment que Laurier Poissant devrait documenter les dates et les taux d'application liés aux données mesurées. Une communication a déjà eu lieu entre Laurier et l'INRS-ETE afin de rendre compatibles les campagnes de mesure des pesticides dans le bassin versant de la Yamaska en 2006 avec les exigences liées aux données d'entrée des modèles de transport des pesticides. Également, il serait très opportun qu'Isabelle Giroux poursuive un échantillonnage dans la rivière Chibouet, et Bernard Rondeau à l'exutoire de la Yamaska. Selon Pierre-Yves, les données acquises par Bernard Rondeau et Claudel Lemieux sur la Beaurivage et la Chaudière en 2005 et ultérieurement peuvent être utilisées par l'équipe de l'INRS-ETE.

Suite à une interrogation de Paul sur la stratégie souhaitable d'échantillonnage des pesticides en rivières, Alain précise que Pierre-Yves l'a déjà sollicité sur ce point. Ainsi, Alain rappelle que l'intérêt est de faire des prélèvements simultanés dans différents ordres de cours d'eau d'un bassin selon la distribution spatiale des fermes et des endroits où il y a des usages des eaux de surface. Par exemple, quelques tributaires d'ordre un (ordre de Strahler), un tributaire ou deux d'ordre deux et ainsi de suite jusqu'à l'exutoire.

Fin de la réunion : 11 h