

Développement de normes de performance agro-environnementales atteignables (NPA) sur cinq bassins versants canadiens

Rapport de recherche pour
Centre Saint-Laurent (CSL) – Environnement Canada (EC)

Équipe de réalisation :

Alain N. Rousseau, Ph.D., ing.
Pierre Lafrance, D. d'État Sci. Phys.
Martin-Pierre Lavigne, ing.f., M.Sc.
Stéfane Savary, ing. jr, M.Sc.
Brou Konan D.Sc.
Renaud Quilbé D.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-985

31 mars 2008

© Alain N. Rousseau, 2008
ISBN 978-2-89146-571-7
Dépôt légal Bibliothèque nationale du Québec
Dépôt légal Bibliothèque nationale du Canada

REMERCIEMENTS

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INENA), Environnement Canada, et contribue directement à la définition de normes de performances agro-environnementales atteignables (NPA) pour les pesticides. Nous tenons à remercier Mme Jacinthe Leclerc et M. Mohamed Amrani (Centre Saint-Laurent), ainsi que MM. Pierre-Yves Caux, Paul Jiapizian et Serge Villeneuve (Environnement Canada) pour leurs judicieux conseils et leur confiance.

Nous remercions également les responsables de bassins versants impliqués dans ce projet pour leur collaboration à la collecte des données : Laurier Poissant (rivière Yamaska), Laura Mclean et Taina Tuominen (Salmon River), John Struger (South Nation) et Clair Murphy (Wilmot & Dunk). Enfin, nous remercions l'ensemble des organismes ayant participé aux enquêtes sur les bassins versants des rivières Beauvage et Yamaska : le Club de Fertilisation de la Beauce, Fertior, le Club Ferti-Conseil Rive-Sud, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le Réseau d'Avvertissement Phytosanitaire, les détaillants et distributeurs de pesticides et les producteurs agricoles interrogés.

FAITS SAILLANTS

La troisième et dernière phase du projet INÉNA-Pesticide a consisté à appliquer l'approche de détermination de NPA, développée précédemment (Rousseau *et al.*, 2006), sur cinq bassins versants et sept pesticides soient : Yamaska, QC (*Atrazine, Glyphosate, Métochlor*); South Nation, ON (*Atrazine, Dicamba, Métochlor*); Wilmot et Dunk, I.P.E. (*Carbofuran*) et Salmon River, C.B (*MCPA, et 2,4-D*). Le choix des pesticides, pour chacun des bassins étudiés, a été fait en concertation et d'un commun accord avec les responsables d'EC du projet INÉNA-Pesticides, ainsi qu'avec les responsables de chacun des bassins désignés.

L'application de la modélisation hydrologique a nécessité des adaptations du logiciel propres à chaque bassin et le calage des modèles hydrologique et de transport et devenir des pesticides s'est déroulé avec succès. Les valeurs de NPA ont été calculées à l'aide des concentrations en pesticides simulées par GIBSI sur un cumulatif d'une trentaine d'années. Les séries météorologiques disponibles, et des arrosages aléatoires différents, ont servi à générer les concentrations utilisées pour calculer une NPA sur chaque tronçon du réseau hydrographique modélisé. Seules les concentrations supérieures au seuil de détection du pesticide, et simulées lors de la période du 1^{er} mai au 31 août, ont été utilisées pour établir les NPA aux tronçons exutoires des bassins modélisés.

Le tableau suivant présente les NPA à l'exutoire des bassins versants à l'étude selon les cultures en place et différentes PGB sélectionnées. À noter que toutes ces NPA sont inférieures aux CPVA du CCME (2007). Ce qui indique qu'il n'existe pas pour ces bassins de problématique à l'exutoire tant au niveau des scénarios de base (états de référence) que suite à l'implantation des PGB. Ceci étant dit, cela ne veut pas dire qu'il n'y ait pas de problématiques locales. En effet dans tous ces bassins, et ce à divers degrés, il existe potentiellement des points chauds, c'est-à-dire des tronçons de tête ou des affluents des principaux tributaires des rivières, où les NPA excèdent potentiellement les NPI chronique et aiguë, et/ou différents CPVA. Le choix des tronçons pour définir les NPA demeurent toujours un choix à faire. Dans le cadre de ce projet, on a ciblé le tronçon exutoire tout en soulignant le potentiel de problématiques locales. Des campagnes de suivi des concentrations des pesticides devraient être mises en place pour documenter *in situ* ces possibilités. À noter qu'il serait également souhaitable de joindre à cette carte une cartographie des principaux écosystèmes aquatiques de ces bassins versants, ce qui faciliterait sans doute les choix des tronçons sur lesquels il serait justifié de définir des NPA. De plus, il est important de noter que toute augmentation des superficies de cultures sur ces bassins risque d'invalider les NPA présentées dans ce rapport.

Tableau Sommaire

NPA à l'exutoire des bassins versants à l'étude selon les cultures en places et différentes PGB.
Les chiffres entre parenthèse représentent la réduction de la valeur NPA par rapport au Q90 de l'état de référence (i.e., scénario de base) suite aux PGB.

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario									
			Base	BR1	BR3	BR10	-25%	-30%	BR1+ -30%	BR3+ -30%	BR10 +	BR10 +
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]									
Yamaska (Québec)												
<i>Atrazine</i>	<i>Maïs : 0.970</i>	0.02	0.390		0.292 (25%)		0.297 (24%)			0.224 (43%)		
<i>Métolachlor</i>	<i>Maïs : 1.603 Soya : 2.148</i>	0.01	0.353		0.236 (33%)		0.265 (25%)			0.175 (50%)		
<i>Glyphosate</i>	<i>Maïs : 0.827 Soya : 0.890 Canola : 0.890 Foin : 0.720</i>	0.04	0.225		0.142 (37%)		0.189 (16%)			0.135 (40%)		
South Nation (Ontario)**												
<i>Atrazine</i>	<i>Maïs : 1.120</i>	0.02	0.286	0.247 (14%)	0.204 (29%)	0.093 (67%)		0.264 (8%)	0.196 (14%)	0.131 (31%)		0.073 (74%)
<i>Métolachlor</i>	<i>Maïs : 0.700 Soya : 0.240</i>	0.024	0.576	0.311 (46%)	0.236 (59%)	0.107 (81%)		0.388 (33%)	0.197 (66%)	0.137 (76%)		0.089 (84%)
<i>Dicamba</i>	<i>Maïs : 0.600 Céréales : 0.099</i>	0.00 ¹	0.040	0.029 (28%)	0.023 (43%)	0.017 (58%)		0.036 (10%)	0.036 (10%)	0.026 (35)		0.028 (30)
Dunk (I.P.E.)												
<i>Carbofuran</i>	<i>Pommes de terres : 0.720</i>	0.05	0.491			0.488 (0.6%)		0.265 (46%)				0.265 (46%)
Wilmot (I.P.E.)												
<i>Carbofuran</i>	<i>Pommes de terres : 0.720</i>	0.05	0.870			0.807 (7%)		0.661 (24%)				0.553 (39%)
Salmon River (C.-B.)**												
<i>MCPA</i>	<i>Foin : 0.382 Céréales : 0.382</i>	0.00 ¹	0.004			0.006	0.004					0.001
<i>2,4-D</i>	<i>Foin : 0.0114 Céréales : 0.0114 Verger : 0.0114</i>	0.00 ¹	0.002			0.003	0.003					0.003

¹Seuil de détection inférieur à la plus petite concentration pouvant être simulée par GIBSI (0.001 µg/l).

** La combinaison des PGB a pour effet de réduire les pics concentrations et de diminuer de manière importante les faibles concentrations. Ainsi, les distributions sont asymétriques vers la gauche avec des médianes toujours inférieures aux moyennes et les étendues des valeurs sont moins importantes. De plus, les moyennes augmentent légèrement. Ceci a pour effet de déplacer les Q90 vers des concentrations plus élevées et donc de produire des modifications positives ou négatives des NPA de base.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
FAITS SAILLANTS	V
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX	XV
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS	XXV
1 INTRODUCTION	1
1.1 RÉSUMÉ DES TRAVAUX ANTÉRIEURS (INRS-ETE) POUR LA DÉTERMINATION DE NPA	1
1.1.1 Phase I.....	1
1.1.2 Phase II	2
1.2 CONTRIBUTION DU PRÉSENT RAPPORT POUR LA DÉTERMINATION DE NPA	3
1.2.1 Phase III	3
2 APPLICATION DE GIBSI SUR CINQ BASSINS VERSANTS CANADIENS	5
2.1 PRÉSENTATION DES BASSINS VERSANTS	5
Wilmot/Dunk (IPE)	5
Yamaska (QC).....	6
South Nation (ON)	6
Salmon River (CB).....	6
2.2 CHOIX DES PESTICIDES POUR LA DÉTERMINATION DES NPA	6
2.3 MÉTHODE GÉNÉRALE POUR L'APPLICATION DE GIBSI SUR UN BASSIN VERSANT.....	7
2.3.1 Application du modèle hydrologique (HYDROTEL)	10
2.3.2 Calage du modèle hydrologique HYDROTEL.....	12
2.3.3 Application du modèle d'érosion (GEROSM).....	14
2.3.4 Application du modèle de transport des pesticides au sol (PES)	14
2.3.5 Calage du modèle de transport des pesticides au sol (PES)	17
2.3.6 Application du modèle de qualité de l'eau en rivière et dans les lacs (QUAL-GIBSI)	18
2.3.7 Calage du modèle de qualité de l'eau en rivière et dans les lacs (QUAL-GIBSI)	18
2.3.8 Application des PGB	19
2.4 APPLICATION SPÉCIFIQUE DE GIBSI À CHAQUE BASSIN VERSANT	21

2.4.1	Bassins de la rivière Dunk (IPE).....	21
2.4.1.1	Application PHYSITEL.....	21
2.4.2	Application HYDROTEL.....	26
2.4.3	Application du modèle de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI).....	27
2.5	BASSIN DE LA RIVIÈRE WILMOT.....	31
2.5.1	Application PHYSITEL.....	31
2.5.2	Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI).....	36
2.6	BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA.....	39
2.6.1	Application PHYSITEL.....	39
2.6.2	Application HYDROTEL.....	45
2.6.3	Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI).....	47
2.7	BASSINS DE LA RIVIÈRE SOUTH NATION (ONT).....	55
2.7.1	Application PHYSITEL.....	55
2.7.2	Application HYDROTEL.....	60
2.7.3	Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI).....	62
2.8	BASSIN DE SALMON RIVER (CB).....	68
2.8.1	Application PHYSITEL.....	68
2.8.2	Application HYDROTEL.....	74
2.8.3	Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI).....	76
3	CADRE DE DÉTERMINATION DES NPA ET NPI.....	81
3.1	CONTEXTE DU DÉVELOPPEMENT DES NPA ET DES NPI.....	81
3.1.1	Rappel d'objectifs et de résultats obtenus.....	81
3.1.2	Relation entre NPA et NPI : l'impact biologique.....	86
3.2	RÉFLEXION : NPI/SSD/ÉCOTOXICOLOGIE.....	88
3.2.1	Paramètres de toxicité.....	88
3.2.2	Courbe dose-réponse (SSD).....	89
3.2.3	Niveau de protection souhaité des espèces aquatiques.....	90
3.2.3.1	Généralités.....	90
3.2.3.2	Notion de risque.....	91
3.3	ASPECTS ÉCOTOXICOLOGIQUES DU PRÉSENT PROJET.....	92
3.3.1	Choix de paramètres de toxicité et du pourcentage d'espèces à protéger.....	92
3.3.2	Disponibilité de SSD pour des pesticides particuliers.....	93

3.4	CONCLUSION	94
4	RÉSULTATS.....	97
4.1	NPA POUR LE BASSIN DE LA DUNK	99
4.2	NPA POUR LE BASSIN DE LA WILMOT.....	104
4.3	NPA POUR LE BASSIN DE LA YAMASKA	109
4.4	NPA POUR LE BASSIN DE LA SOUTH NATION.....	123
4.5	NPA POUR LE BASSIN DE LA SALMON RIVER.....	151
5	NOUVELLE CLASSIFICATION DES PESTICIDES	165
5.1	MÉTHODE DE CLASSIFICATION : LES CARTES AUTO-ORGANISATRICES DE KOHONEN.....	166
5.2	APPLICATION À LA CLASSIFICATION DES PESTICIDES	167
5.2.1	Classification des pesticides.....	167
5.2.2	Détermination des groupes de pesticides.....	168
5.3	DISCUSSION SUR LES GROUPES OBTENUS DE PESTICIDES.....	176
5.3.1	Groupes obtenus (6) et classes chimiques des pesticides ainsi regroupés.....	176
5.3.1.1	Identification de la classe chimique	176
5.3.1.2	Groupes obtenus par les cartes de Kohonen et classes chimiques	176
5.3.2	Comparaison entre les six groupes obtenus (carte auto-organisatrice de Kohonen) et les six groupes proposés par la « méthode de l'expertise » (Rousseau <i>et al.</i> , 2006)	182
6	CONCLUSION.....	187
7	RÉFÉRENCES.....	193

TABLE DES MATIÈRES DES ANNEXES

Annexe A	Revue de littérature et données disponibles de concentration en pesticides dans le bassin versant de la rivière Yamaska.....	201
A.1	Suivi de Caillé et ses collaborateurs (1974).....	201
A.1.1	Méthode.....	201
A.1.2	Superficies cultivées.....	201
A.1.3	Résultats du suivi.....	202
A.2	Suivi de Muir et ses collaborateurs (1974-1975).....	203
A.2.1	Méthode.....	203
A.2.2	Superficies cultivées.....	203
A.2.3	Résultats du suivi.....	204
A.3	Suivi de Duval et Gauthier (1986).....	206
A.3.1	Méthode.....	206
A.3.2	Résultats du suivi.....	207
A.4	Suivi de Maguire et Tkacz (en 1986-1987).....	208
A.4.1	Méthode.....	208
A.4.2	Résultats du suivi.....	208
A.5	Suivi de Maguire et ses collaborateurs (en 1987).....	201
A.5.1	Description du suivi.....	210
A.5.2	Classes de pesticides utilisées dans le bassin de la Yamaska (Maluire <i>et al.</i> , 1989).....	210
A.5.3	Méthode.....	211
A.5.4	Résultats du suivi.....	211
A.6	Suivi de Forrest et Caux (1987-1988).....	212
A.6.1	Méthode.....	212
A.6.2	Résultats du suivi.....	213
A.7	Suivi de Rondeau (1989-1991).....	214
A.7.1	Méthode.....	214
A.7.2	Résultats du suivi.....	214
A.8	Suivi de Rondeau (1993).....	216
A.8.1	Résultats du suivi.....	216
A.9	Suivis effectués par le ministère de l'Environnement.....	216
A.9.1	Méthode.....	217
A.10	Suivi du MENVIQ 1992-1993 (Berryman et Giroux, 1994).....	217
A.10.1	Pratiques phytosanitaires.....	217
A.10.2	Méthode.....	218
A.10.3	Résultats du suivi.....	219

A.11	Suivi du MENVIQ 1994-1995 (Giroux <i>et al.</i> , 1997)	229
A.11.1	Méthode	229
A.11.2	Résultats du suivi	229
A.12	Suivi du MENVIQ 1996-1997 (Giroux, 1998).....	234
A.12.1	Pratiques phytosanitaires	235
A.12.2	Superficies cultivées	235
A.12.3	Méthode	237
A.12.4	Résultats du suivi	237
A.13	Suivi du MENVIQ 1999, 2000 et 2001 (Giroux, 2002).....	243
A.13.1	Description du suivi	243
A.13.2	Superficies cultivées	243
A.13.3	Résultats du suivi	244
A.14	Suivi du CSL en collaboration avec le MDDEP et le CEAEQ en 2003 et 2004.....	246
A.15	Conclusion sur les études de suivi des pesticides en rivière réalisées dans le bassin versant de la Yamaska.....	248
Annexe B	Enquête sur les pratiques phytosanitaires sur le bassin versant de la rivière Yamaska	251
B.1	Méthode de l'enquête.....	251
B.2	Résultats de l'enquête.....	252
B.2.1	Chez les distributeurs.....	252
B.2.2	Chez les conseillers.....	255
B.2.3	Dates d'application.....	256
B.2.4	Dans les verges, Club Pro-Pomme.....	256
B.2.5	Données pour le Québec	256
B.3	Conclusion de l'enquête	257
Annexe C	Enquête sur les Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB)	259
C.1	Rapport BPR (2005).....	259
C.2	Selon l'enquête 2005	261
C.3	Conclusion sur les PGB	261
Annexe D	Techniques de laboratoire.....	263
D.1	Organophosphorés et triazines	263
D.2	Phénoxyacides	263
D.3	Triazines totales : Immuno-essais (technique ELISA)	264
D.4	Glyphosate.....	264
Annexe E	Résultats du suivi de la rivière Chibouet en 1999, 2000 et 2001 et de la rivière Yamaska en 1999 et 2001 (Giroux, 2002).....	265
Annexe F	Fréquence de détection des pesticides pour la rivière Chibouet (1992-2001) (Giroux, 2002).....	281

Annexe G Dépassement du critère pour la vie aquatique–Rivière Chibouet (1992-2001) (Giroux, 2002).....	283
Annexe H Total des précipitations des mois de mai et de juin de 1992 à 2001 SUR LE bassin versant de la rivière Chibouet (Giroux, 2002).....	285
Annexe I Le Logiciel DESHERB.....	287
Annexe J Réseau d’avertissement phytosanitaire	289
J.1 Maïs-sucré.....	289
J.2 Pomme	291
J.3 Soya 294.....	294
J.4 Grandes cultures.....	295
Annexe K Comptes rendus de réunions.....	297
K.1 Réunion du 14mars 2007.....	297
Annexe L Ordination et méthodes de classification.....	311
L.1 Analyse en composantes principales (ACP).....	311
L.2 Carte auto-organisatrice de Kohonen (Self-Organizing map (SOM)).....	311
L.2.1 La structure et le fonctionnement des SOM.....	312
L.2.2 Contribution de chaque variable à l’explication des groupe.....	316
Annexe M Liste des 340 pesticides (Hornsby <i>et al.</i> , 1996) classés selon la méthode des carte de Kohonen	317
Annexe N Classification antérieure des pesticides par la méthode de l’expertise (Rousseau <i>et al.</i> , 2006)	325

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 :	Pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA	7
Tableau 2.2 :	Données nécessaires à PHYSITEL.....	10
Tableau 2.3 :	Sous-modèles d'HYDROTEL	12
Tableau 2.4 :	Indicateurs de performance obtenus près de l'exutoire des bassins versants suite à la simulation des écoulements avec HYDROTEL.....	13
Tableau 2.5 :	Valeurs de sorption, solubilité et demi-vie pour les pesticides ciblés pour la détermination des NPA (Hornsby <i>et al.</i> , 1996)	15
Tableau 2.6 :	Taux d'application des pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA sur chaque type de culture.....	16
Tableau 2.7 :	PGB appliquées sur chacun des bassins.....	20
Tableau 2.8	Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur les bassins des rivières Dunk et Wilmot.....	25
Tableau 2.9	Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Dunk	25
Tableau 2.10	Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Dunk.....	28
Tableau 2.11 :	Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la Wilmot	34
Tableau 2.12 :	Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur la bassin de la Wilmot.....	36
Tableau 2.13 :	Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Yamaska.....	44
Tableau 2.14 :	Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Yamaska.....	44
Tableau 2.15 :	Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Yamaska	47
Tableau 2.16 :	Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière South Nation.....	59

Tableau 2.17 :	Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière South Nation	59
Tableau 2.18 :	Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la South Nation.....	62
Tableau 2.19 :	Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la Salmon River	73
Tableau 2.20 :	Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Salmon River	73
Tableau 2.21 :	Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Salmon River.....	76
Tableau 5.1 :	Statistiques descriptives des caractéristiques bio-physico-chimiques (sorption [ml/g]; solubilité [mg/l]; demi-vie [jour]) de chacun des six groupes de pesticides	172
Tableau 5.2 :	Classification générale des pesticides en six groupes selon leurs caractéristiques bio-physico-chimiques.....	173
Tableau 5.3 :	Comparaison des méthodes de classification basées sur les cartes auto-organisatrices de Kohonen avec la méthode de « l'expertise ».....	183

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 :	Localisation des cinq bassins versants sélectionnés pour la détermination des NPA.....	5
Figure 2.2 :	Schéma illustrant la séquence des modules présents dans GIBSI et les données nécessaires aux différents modèles pour la détermination des NPA.....	8
Figure 2.3 :	Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant (tiré de Rousseau <i>et al.</i> , 2006).....	9
Figure 2.4 :	Concentrations d'atrazine simulées avec trois arrosages aléatoires différents à la station de mesure de la rivière Chibouet sur le bassin de la rivière Yamaska.....	18
Figure 2.5 :	MNA du bassin versant de la rivière Dunk.....	22
Figure 2.6 :	Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Dunk.....	22
Figure 2.7 :	Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la Figure 2.6).....	23
Figure 2.8 :	Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Dunk.....	23
Figure 2.9 :	Discretisation du bassin de la Dunk en 270 USS (superficie moyenne de l'USS : 40 ha).....	24
Figure 2.10 :	Localisation des stations météorologiques et hydrométriques à l'intérieur du bassin de la rivière Dunk.....	25
Figure 2.11 :	Hydrogrammes simulé et observé pour la période de calage (2002/07/22 à 2004/09/30) à la station DRM sur la Rivière Dunk.....	26
Figure 2.12 :	Hydrogrammes simulé et observé pour la période de test (2005/05/01 à 2006/09/30) à la station DRM sur la Rivière Dunk.....	27
Figure 2.13 :	Sous-bassins en amont des stations de mesures sur le bassin de la Dunk.....	28
Figure 2.14 :	Concentrations simulées et mesurées à la station DRM.....	29
Figure 2.15 :	Concentrations simulées et mesurées à la station DR1.....	29
Figure 2.16 :	Concentrations simulées et mesurées à la station DR4.....	30
Figure 2.17 :	Concentrations simulées et mesurées à la station DR6.....	30
Figure 2.18 :	MNA du bassin versant de la rivière Wilmot.....	31
Figure 2.19 :	Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Wilmot.....	32
Figure 2.20 :	Proportion des différentes occupations du sol selon la carte de la Figure 2.19.....	32

Figure 2.21 :	Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Wilmot.....	33
Figure 2.22 :	Discrétisation du bassin de la Wilmot en 126 USS (superficie moyenne de l'USS : 40 ha)	33
Figure 2.23 :	Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière Wilmot	34
Figure 2.24 :	Hydrogrammes simulé et observé pour la période de calage (2002/07/22 à 2004/09/30) à la station WRM sur la rivière Wilmot	35
Figure 2.25 :	Hydrogrammes simulé et observé pour la période de test (2005/05/01 à 2006/09/30) à la station WRM sur la rivière Wilmot	35
Figure 2.26 :	Sous-bassins en amont des stations de mesures sur le bassin de la Wilmot	37
Figure 2.27 :	Concentrations simulées et mesurées à la station WRM	38
Figure 2.28 :	Concentrations simulées et mesurées à la station WR2.....	38
Figure 2.29 :	Concentrations simulées et mesurées à la station WR3.....	39
Figure 2.30 :	MNA du bassin versant de la rivière Yamaska	40
Figure 2.31 :	Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Yamaska.....	41
Figure 2.32 :	Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la Figure 2.31).....	41
Figure 2.33 :	Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Yamaska	42
Figure 2.34 :	Discrétisation du bassin de la Yamaska en 1960 USS (superficie moyenne d'une USS : 240 ha)..	43
Figure 2.35 :	Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière Yamaska.....	45
Figure 2.36 :	Hydrogrammes simulé et estimé pour la période de calage (2002/10/01 à 2004/09/30) près de l'exutoire de la Yamaska	46
Figure 2.37 :	Hydrogrammes simulé et estimé pour la période de test (2002/10/01 à 2004/09/30) près de l'exutoire de la Yamaska	46
Figure 2.38 :	Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Yamaska.....	48
Figure 2.39 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2006.....	49
Figure 2.40 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2006.....	50
Figure 2.41 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2006.....	50
Figure 2.42 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station Chibouet pour l'année 2006	51

Figure 2.43 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2006.....	51
Figure 2.44 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2006..	52
Figure 2.45 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2006.....	52
Figure 2.46 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station Chibouet pour l'année 2006.....	53
Figure 2.47 :	Concentrations de <i>Glyphosate</i> simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2007.....	53
Figure 2.48 :	Concentrations de <i>Glyphosate</i> simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2007...	54
Figure 2.49 :	Concentrations de <i>Glyphosate</i> simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2007.....	54
Figure 2.50 :	MNA du bassin versant de la rivière South Nation.....	55
Figure 2.51 :	Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière South Nation.....	56
Figure 2.52 :	Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la Figure 2.51).....	56
Figure 2.53 :	Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière South Nation.....	57
Figure 2.54 :	Discretisation du bassin de la South Nation en 1550 USS (superficie moyenne d'une USS : 250 ha).....	58
Figure 2.55 :	Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière South Nation.....	60
Figure 2.56 :	Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la South Nation pour la période de calage (1995/10/01 à 2001/09/30).....	61
Figure 2.57 :	Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la South Nation pour la période de test (2001/10/01 à 2005/09/30).....	61
Figure 2.58 :	Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la South Nation...	63
Figure 2.59 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006.....	64
Figure 2.60 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006.....	64
Figure 2.61 :	Concentrations d' <i>Atrazine</i> simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006.....	65
Figure 2.62 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006.....	65
Figure 2.63 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006.....	66
Figure 2.64 :	Concentrations de <i>Métolachlor</i> simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006.....	66
Figure 2.65 :	Concentrations de <i>Dicamba</i> simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006.....	67

Figure 2.66 :	Concentrations de <i>Dicamba</i> simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006.....	67
Figure 2.67 :	Concentrations de <i>Dicamba</i> simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006.....	68
Figure 2.68 :	MNA du bassin de Salmon River.	69
Figure 2.69 :	Carte des occupations du sol du bassin de la Salmon River.....	70
Figure 2.70 :	Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la Figure 2.69).....	70
Figure 2.71 :	Carte des type de sol de Salmon River.....	71
Figure 2.72	Discrétisation du bassin de la Salmon River en 736 USS (superficie moyenne de l'USS : 211 ha)	72
Figure 2.73 :	Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la Salmon River	74
Figure 2.74 :	Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la Salmon River pour la période de calage (1999/06/01 à 2002/05/31).....	75
Figure 2.75 :	Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la Salmon River pour la période de test (2002/06/01 à 2005/03/30).....	75
Figure 2.76 :	Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Salmon River ..	77
Figure 2.77 :	Concentrations de <i>MCPA</i> simulées et mesurées à la station Salmon Arm pour l'année 2006.....	78
Figure 2.78 :	Concentrations de <i>MCPA</i> simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006.....	78
Figure 2.79 :	Concentrations de <i>MCPA</i> simulées et mesurées à la station Cairn Creek pour l'année 2006.....	79
Figure 2.80 :	Concentrations de <i>2,4-D</i> simulées et mesurées à la station Salmon Arm pour l'année 2006	79
Figure 2.81 :	Concentrations de <i>2,4-D</i> simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006.....	80
Figure 2.82 :	Concentrations de <i>2,4-D</i> simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006.....	80
Figure 3.1 :	Schématisation de l'approche pour la détermination des NPA (dans ce cas, le NPA est déterminé indépendamment du NPI). Tiré de Rousseau <i>et al.</i> (2006)	85
Figure 3.2 :	Exemple d'une courbe de distribution de sensibilité des espèces. Cas du pesticide <i>permethrin</i> (source : CANTOX Environmental, 2005).....	87
Figure 4.1 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec l'état de référence (scénario de base) sur le bassin de la rivière Dunk	100
Figure 4.2 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Dunk.....	101

Figure 4.3 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière Dunk.....	102
Figure 4.4 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec une réduction de 30% des taux d'application et une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Dunk.....	103
Figure 4.5:	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Wilmot	105
Figure 4.6 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Carbofuran</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Wilmot	106
Figure 4.7 :	Carte des NPA calculées pour le carbofuran avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière Wilmot	107
Figure 4.8 :	Carte des NPA calculées pour le carbofuran avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière Wilmot	108
Figure 4.9 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska.....	110
Figure 4.10 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska.....	111
Figure 4.11 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska	112
Figure 4.12 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska.....	113
Figure 4.13 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska.....	115
Figure 4.14 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska.....	116
Figure 4.15 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Yamaska	117
Figure 4.16 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska.....	118
Figure 4.17 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Glyphosate</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska.....	119
Figure 4.18 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Glyphosate</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska.....	120

Figure 4.19 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Glyphosate</i> avec une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska	121
Figure 4.20 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Glyphosate</i> avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska.....	122
Figure 4.21 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière South Nation.....	125
Figure 4.22 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 1 m sur le bassin de la rivière South Nation	126
Figure 4.23 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation	127
Figure 4.24 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation	128
Figure 4.25 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation.....	129
Figure 4.26 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> e avec une bande riveraine de 1m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation	130
Figure 4.27 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation	131
Figure 4.28 :	Carte des NPA calculées pour l' <i>Atrazine</i> avec une bande riveraine de 10m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation	132
Figure 4.29 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière South Nation.....	134
Figure 4.30 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 1m sur le bassin de la rivière South Nation	135
Figure 4.31 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation	136
Figure 4.32 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation	137
Figure 4.33 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation	138
Figure 4.34 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 1 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation.....	139

Figure 4.35 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 3 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation.....	140
Figure 4.36 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Métolachlor</i> avec une bande riveraine de 10 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation.....	141
Figure 4.37 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière South Nation.....	143
Figure 4.38 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 1m sur le bassin de la rivière South Nation.....	144
Figure 4.39 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation.....	145
Figure 4.40 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation.....	146
Figure 4.41 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation.....	147
Figure 4.42 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 1m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation.....	148
Figure 4.43 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation.....	149
Figure 4.44 :	Carte des NPA calculées pour le <i>Dicamba</i> avec une bande riveraine de 10m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation.....	150
Figure 4.45 :	Carte des NPA calculées pour le <i>MCPA</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Salmon River.....	156
Figure 4.46 :	Carte des NPA calculées pour le <i>MCPA</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Salmon River.....	157
Figure 4.47 :	Carte des NPA calculées pour le <i>MCPA</i> avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River.....	158
Figure 4.48 :	Carte des NPA calculées pour le <i>MCPA</i> avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River.....	159
Figure 4.49 :	Carte des NPA calculées pour le <i>2,4-D</i> avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Salmon River.....	161
Figure 4.50 :	Carte des NPA calculées pour le <i>2,4-D</i> avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Salmon River.....	162

Figure 4.51 :	Carte des NPA calculées pour le 2,4-D avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River.....	163
Figure 4.52 :	Carte des NPA calculées pour le 2,4-D avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River.....	164
Figure 5.1 :	Carte auto-organisatrice de Kohonen.....	167
Figure 5.2 :	Cartes de distribution issues de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les cellules foncées représentent des valeurs élevées, alors que les cellules pâles représentent des valeurs faibles. L'échelle <i>d</i> indique les valeurs transformées de sorption [ml/g], solubilité [mg/l] et demi-vie [jour] par le logarithme.....	168
Figure 5.3 :	Arbre de classification des pesticides obtenu avec la méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen. Les groupes N° 1 à 6 sont obtenus avec une distance de 0.4.....	168
Figure 5.4 :	Résultat pour les six groupes de pesticides formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (résultats bruts de l'analyse). Les chiffres encadrés identifient les groupes de pesticides, tandis que les chiffres encerclés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la <i>U-matrix</i> . Les nombres dans les cellules (<i>e.g.</i> P39) représentent les numéros d'identification des pesticides (voir Erreur ! Source du renvoi introuvable.).....	169
Figure 5.5 :	Résultat pour les six groupes de pesticides formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen et après correction par l'analyste. Les chiffres encadrés identifient les groupes de pesticides, tandis que les chiffres encerclés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la <i>U-matrix</i> . Les nombres dans les cellules (<i>e.g.</i> P39) représentent les numéros d'identification des pesticides (voir ANNEXE M).....	171
Figure 5.6 :	Box-plot représentant les statistiques descriptives des caractéristiques bio-physico-chimiques de chacun des six groupes de pesticides. Les valeurs de sorption [ml/g], solubilité [mg/l] et demi-vie [jour] sont réparties de manière logarithmique sur l'axe des abscisses.....	172
Figure 5.7 :	Analyse en Composantes Principales (ACP) illustrant la position des pesticides et des groupes de pesticides en fonction des caractéristiques bio-physico-chimiques. Représentation des 340 pesticides (a) et des composés nominatifs comptant parmi les 10 pesticides « <i>Top ten</i> » d'EC, plus le <i>Métolachlor</i> et le <i>MCPB</i> (b). Les caractéristiques bio-physico-chimiques ont subi une transformation logarithmique afin de réduire l'effet des valeurs extrêmes. Les valeurs propres des trois premiers axes sont les suivantes : $\lambda_1 = 59$; $\lambda_2 = 30.5$ et $\lambda_3 = 10.5$	175

LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
ACP	Analyse en Composantes Principales
BASINS	Better Assessment Science Integration point and Nonpoint Sources
BPN	Backpropagation network
CE₁₀	Concentration à laquelle 10% de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
CE₅₀	Concentration à laquelle 50% de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
CEHQ	Centre d'Expertise Hydrique du Québec
CG	Chromatographie en phase gazeuse
CL₅₀	Concentration létale pour 50% de la population exposée
CLUI	Corporate Land Use Inventory de la province de l'Île-du-Prince-Édouard
CPVA	Critère de Protection de la Vie Aquatique
CPC (OAS)	Critère de Prévention de la Contamination (Organismes Aquatiques Seulement)
CPVA (TA)	Critère de Protection de la Vie Aquatique (Toxicité Aiguë)
CPVA (EC)	Critère de Protection de la Vie Aquatique (Effet Chronique)
CSL	Centre Saint-Laurent
DE₅₀	Dose à laquelle 50% de la population exposée est affectée (l'effet est généralement la mortalité)
DEA	Dééthylatrazine
DESHRB	Développement de systèmes experts pour le désherbage des cultures
DL₅₀	Dose létale pour 50% de la population exposée
EC	Environnement Canada
ECD	Détecteur à capteur d'électrons
GIBSI	Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé
HPLC	Chromatographie en phase liquide à haute performance
HSPF	Hydrological Simulation Program – Fortran
INÉNA	Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales
INRS-ETE	Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement

K_{oc}	Sorption
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
LRDW	Land and Resource Data Warehouse, province de la Colombie Britannique
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec
MNA	Modèle Numérique d'Altitude
MRC	Municipalité Régionale de Comté
NOEC	No Observed Effect Concentration
NOEL	No Observed Effect Level
NPA	Norme de Performance Agro-Environnementale Atteignable
NPD	Détecteur azote-phosphore
NPI	Norme de Performance Agro-Environnementale Idéale
OGM	Organisme Génétiquement Modifié
OMAFRA	Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales de l'Ontario
PAN	Pesticide Action Network North America
PGB	Pratique de Gestion Bénéfique
Q90	Quantile 90 (probabilité de dépassement de 10%)
RAP	Réseau d'avertissement phytosanitaire
SIG	Système d'Information Géographique
SOM	Carte auto-organisatrice de Kohonen (Self Organizing Map)
SSD	Species Sensitivity Distribution
S_w	Solubilité dans l'eau
SWAT	Soil Water Assessment Tool
t_{1/2}	Temps de demi-vie
USS	Unité spatiale de simulation utilisée par le logiciel GIBSI
VA	Valeur aléatoire
WEBS	Watershed Evaluation of Best Management Practices

1 INTRODUCTION

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, entre autres approches et lorsque les informations et les données sont disponibles, des « courbes doses-réponses »² spécifiques à un pesticide ou un groupe de pesticides. Quant aux NPA, elles 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 définies à l'aide d'outils de modélisation.

1.1 RÉSUMÉ DES TRAVAUX ANTÉRIEURS (INRS-ETE) POUR LA DÉTERMINATION DE NPA

1.1.1 Phase I

La première phase de ce projet (Rapport R-791, 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.

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.

² Les « courbes dose-réponse » correspondent aux « Species Sensitivity Distribution » ou SSD : elles sont explicitées ultérieurement au Chapitre 3. Selon EC, l'utilisation de SSD (lorsque disponible) constitue l'approche privilégiée pour l'estimation du NPI d'un pesticide. Cependant et lorsqu'une SSD n'est pas disponible pour un pesticide, une autre approche ou outil écotoxicologique doit être envisagé par EC pour la détermination du NPI.

À la demande et en accord avec EC, ces informations ne seront pas répétées dans le présent rapport.

1.1.2 Phase II

La deuxième phase de ce projet (Rapport R-786-F, Rousseau *et al.*, 2006) a consisté à **appliquer ces trois modèles sélectionnés** sur le bassin versant de la rivière Chaudière afin de comparer leur performance, **définir une méthode de détermination des NPA, déterminer les NPA pour trois pesticides à l'aide des modèles les plus performants** (en l'occurrence SWAT et GIBSI) et enfin **réaliser une première classification des pesticides** en vue de la détermination des NPA.

Ce rapport précédent (Rousseau *et al.*, 2006) décrit en détail :

- (a) La méthode générale et les données requises pour l'application des modèles hydrologiques de transport.

En accord avec EC, ces informations ne seront pas répétées dans ce rapport.

Par ailleurs et bien entendu, les différentes étapes précédemment décrites et requises pour l'application d'un modèle de transport (*e.g.* collecte des données, construction de la base de données, *etc.*) seront appliquées dans le présent rapport pour les nouveaux bassins versants à l'étude (voir **Phase III** ci-après).

- (b) La collecte et la classification des données sur les pesticides, dans le cas d'un bassin versant (rivière Chaudière et certains sous-bassins).

À cet égard et à la demande d'EC, nous avons alors proposé une classification de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996) en plusieurs groupes (*e.g.* 6, 9) de pesticides, classification basée sur les propriétés bio-physico-chimiques de ceux-ci. Les trois propriétés choisies en accord avec EC (soit la sorption, solubilité et demi-vie) sont celles qui conditionnent fortement le devenir et le transport des pesticides dans l'environnement et qui sont utilisées universellement par les modèles de transport des pesticides vers et dans le bassin hydrographique de surface.

En accord avec EC, ces informations ne seront pas répétées dans le présent rapport.

Bien entendu, l'étape de la collecte des données « pesticides » (concentrations en rivières, pratiques phytosanitaires, *etc.*) décrite précédemment a été appliquée dans le **présent rapport** pour de nouveaux bassins versants à l'étude.

Également, nous rappellerons très brièvement dans le **présent rapport** le résultat antérieur sur la classification des pesticides. En effet, le **présent rapport** présentera, à titre de contribution supplémentaire de l'INRS-ETE au projet, une seconde et nouvelle classification proposée de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996).

- (c) L'application des modèles de transport (caractéristiques, besoins et comparaison générale des trois modèles retenus).

En accord avec EC, ces informations ne seront pas répétées dans le présent rapport.

- (d) Le développement d'une méthode pour déterminer les NPA à l'aide des modèles. Le rapport précédent décrit en détail comment déterminer de façon quantitative une NPA (dépendamment ou indépendamment d'une NPI) à partir des résultats de concentrations en pesticides simulés à l'aide de modèles de transport. Il décrit également l'impact de scénarios de gestion telle que l'application de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur la valeur d'une NPA.

Le **présent rapport** fera référence très succinctement à certaines notions déjà décrites en détail dans le précédent rapport, afin d'aider le lecteur à juger de la progression des travaux. À cet égard, l'une des nouvelles contributions du présent rapport sera l'approfondissement de la réflexion du lien entre les NPI et les NPA, de façon à mieux cibler et interpréter la « signification écotoxicologique » des NPA obtenues par la modélisation du transport.

- (e) Une application pratique de détermination de NPA (sous-bassin de la rivière Beaurivage et Bras d'Henri) pour trois pesticides avec l'utilisation de trois modèles sous quelques scénarios de PGB.

En accord avec EC, ces informations ne seront pas répétées dans le présent rapport.

1.2 CONTRIBUTION DU PRÉSENT RAPPORT POUR LA DÉTERMINATION DE NPA

1.2.1 Phase III

La troisième et présente phase du projet a consisté à appliquer l'approche de détermination de NPA, développée précédemment, sur cinq bassins versants et sept pesticides soient : Yamaska, QC (*Atrazine, Glyphosate, Métolachlor*); South Nation, ON (*Atrazine, Dicamba, Métolachlor*); Wilmot et Dunk, I.P.E. (*Carbofuran*) et Salmon River, C.B (*MCPA, et 2,4-D*). Le

choix des pesticides, pour chacun des bassins versants étudiés, a été fait en concertation et d'un commun accord avec les responsables d'EC du projet INÉNA-Pesticides, ainsi qu'avec les responsables de chacun des ces bassins versants désignés. La méthode de détermination des NPA développée est exportable à tout bassin versant agricole.

Ce travail a requis en premier lieu la mise en place de la modélisation hydrologique pour chacun des cinq bassins versants. **L'ensemble de ces travaux se retrouve au Chapitre 2.**

Par ailleurs, de nouveaux éléments de réflexion ont été apportés concernant le contexte de développement des NPA et NPI, ainsi que les relations entre elles (signification biologique). Ceci permet d'approfondir la réflexion sur la signification écotoxicologique des NPA obtenues avec ou sans l'application de PGB. Une telle réflexion sur la signification écotoxicologique des NPA (pour les fins de gestion et transfert des résultats) nécessite de discuter brièvement le mode de détermination des NPI qui est, par ailleurs, réalisé par EC dans un autre volet du programme INÉNA. **Ces éléments constituent le Chapitre 3.**

La présentation des NPA pour chacun des bassins versants et pesticides à l'étude fait l'objet du Chapitre 4 de ce rapport.

Enfin, nous avons poursuivi le travail de classification des pesticides et nous proposons ici une nouvelle méthode statistique de classification conduisant à la définition des six nouveaux groupes de pesticides désirés pour la détermination des NPA. **Ceci est l'objet du Chapitre 5.**

2 APPLICATION DE GIBSI SUR CINQ BASSINS VERSANTS CANADIENS

Cette section présente les bassins versants sélectionnés pour la détermination des NPA. Par la suite, nous décrirons les données et les étapes nécessaires à l'application du système de modélisation intégrée GIBSI, et nous présentons finalement les cartes NPA calculées par GIBSI sur chacun des bassins versants.

2.1 PRÉSENTATION DES BASSINS VERSANTS

Cinq bassins versants ont été sélectionnés pour la détermination des NPA. La figure 2.1 indique leur localisation, soit : les bassins des rivières Dunk et Wilmot sur l'Île-du-Prince Edouard, le bassin de la rivière Yamaska au Québec, le bassin de la rivière South Nation en Ontario, et le bassin de la rivière Salmon River en Colombie-Britannique.



Figure 2.1 : Localisation des cinq bassins versants sélectionnés pour la détermination des NPA

Wilmot/Dunk (IPE)

Leader du projet INÉNA : Clair Murphy

Les rivières Wilmot et Dunk sont situées sur l'Île-du-Prince-Édouard. Ces bassins versants supportent la culture de pommes de terre. La superficie drainée par la rivière Wilmot est d'environ 150 kilomètres carrés, alors que celle drainée par la rivière Dunk est d'environ 70 km².

Yamaska (QC)

Leader du projet INÉNA : Laurier Poissant

La rivière Yamaska est un affluent de la rive sud du Saint-Laurent. Elle se déverse dans le lac Saint-Pierre, entre Trois-Rivières et Montréal. Le bassin de la Yamaska représente un choix judicieux de bassin typique perturbé par l'activité agricole et les pesticides. Presque un quart de l'activité agricole au Québec a lieu dans son bassin versant, qui couvre près de 4 800 km².

South Nation (ON)

Leader du projet INÉNA : John Struger

Cette région de l'Ontario est intensivement cultivée, avec surtout du maïs, du soya, des pâturages et des cultures fourragères. La rivière South Nation est un affluent de la rivière Ottawa et draine un bassin versant de 3 900 km².

Salmon River (CB)

Leaders du projet INÉNA : Taina Tuominen et Laura MacLean

La Salmon River est située dans le bassin versant de la rivière Fraser. Elle alimente le Lac Shuswap dans la région centre-sud de la Colombie Britannique et fait 150 km de long. Elle draine un territoire d'environ 1 500 km².

2.2 CHOIX DES PESTICIDES POUR LA DÉTERMINATION DES NPA

Le choix des pesticides, par bassin versant, a été réalisé avec l'accord des responsables INÉNA de chacun de ces bassins versants. Le tableau 2.1 présente les pesticides qui ont été sélectionnés.

Tableau 2.1 : Pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA

Bassin versant / Responsable	Pesticides pour NPA	Commentaires
Yamaska, QC	<i>Atrazine</i>	Confirmé par LP le 14 mars 2007
Laurier Poissant	<i>Métolachlor</i> <i>Glyphosate</i>	
South Nation, ON	<i>Atrazine</i>	Confirmé par JS le 11 octobre 2007
John Struger	<i>Métolachlor</i> <i>Dicamba</i>	Sulfonylurée : non retenu par EC
Wilmot / Dunk, P.E.I.	<i>Carbofuran</i>	Confirmé par CM, 1er octobre 2007
Clair Murphy		
Salmon River, B.C.	<i>MCPA</i>	Confirmé par LM, 25 février 2008
Laura Maclean	<i>2,4 D</i>	

2.3 MÉTHODE GÉNÉRALE POUR L'APPLICATION DE GIBSI SUR UN BASSIN VERSANT

GIBSI (acronyme de Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé) est un logiciel de modélisation intégrée qui permet, à l'aide d'une approche de simulation par scénarios, d'examiner quantitativement les impacts de différents usages de l'eau et du territoire sur les eaux d'un bassin versant. En plus d'être un système de modélisation intégrée incluant une base de données, des modèles hydrologique, d'érosion des sols, de transport des fertilisants et des pesticides agricoles, et de qualité de l'eau des rivières et des lacs, GIBSI est aussi équipé d'un système d'information géographique (*GRASSLANDTM*) et d'un système de gestion de base de donnée. Il a été développé comme outil d'aménagement du territoire pour évaluer, *a priori*, les impacts découlant des usages multiples de l'eau, d'un aménagement du territoire ou de l'assainissement municipale et agricole.

Pour la détermination des NPA, GIBSI a été adapté de façon à être utilisé pour la modélisation du transport des pesticides suite aux arrosages fait sur des cultures spécifiques. La figure 2.2 schématise la séquence des différents modules présents dans GIBSI pour simuler la concentration des pesticides en rivière.

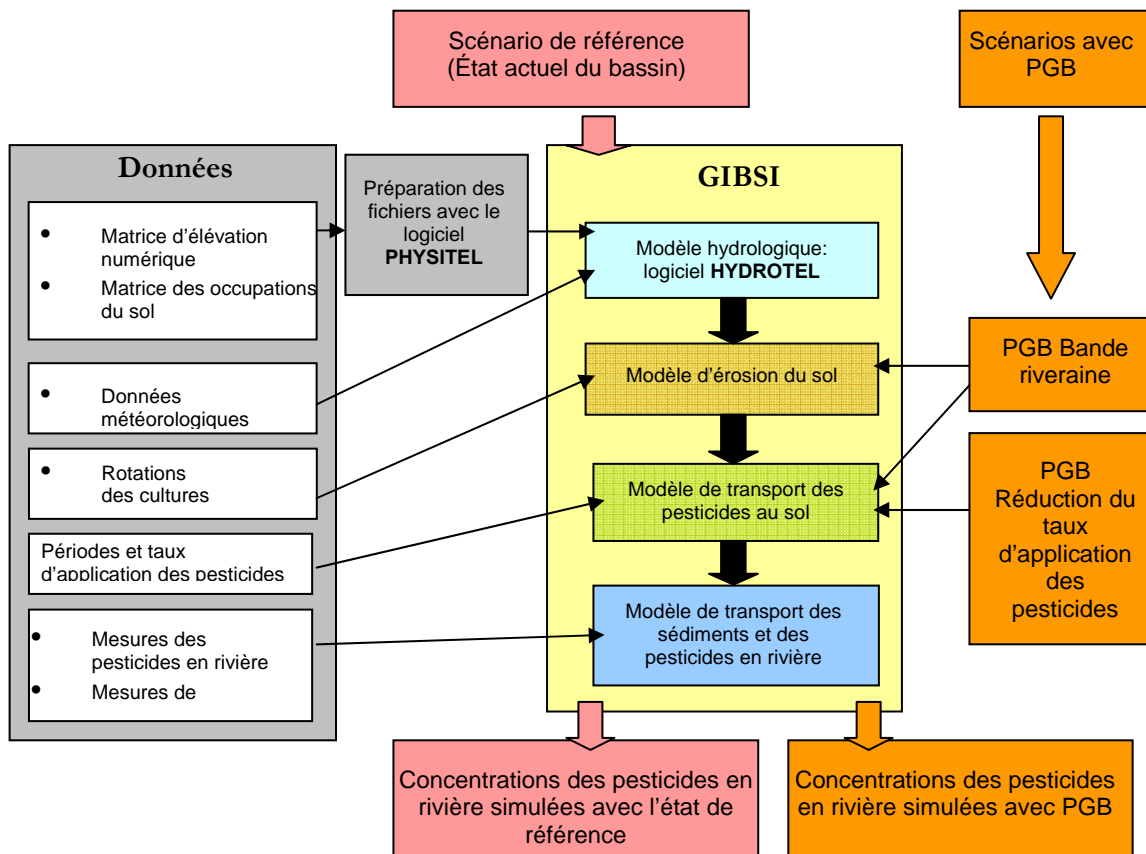


Figure 2.2 : Schéma illustrant la séquence des modules présents dans GIBSI et les données nécessaires aux différents modèles pour la détermination des NPA

Les caractéristiques physiques du bassin, décrites sous forme de matrices numériques et d'un réseau vectoriel géoréférencé, sont d'abord traitées à l'aide du logiciel PHYSITEL. Les fichiers produits par PHYSITEL sont ensuite utilisés dans le logiciel de modélisation hydrologique HYDROTEL, le premier module de GIBSI. À partir de séquences météorologiques, de températures et de précipitations journalières, HYDROTEL calcule l'écoulement à la surface du bassin versant jusque dans les cours d'eau, et ensuite à l'intérieur du réseau hydrographique. Les données calculées par HYDROTEL sont utilisées par le second module, le module d'érosion, pour calculer l'érosion des sols à la surface du bassin. Le module PES simule ensuite le transport des pesticides, à partir des champs traités jusqu'aux cours d'eau, à l'aide des données fournies par les deux modules précédents. Finalement, le dernier module calcule le transport et les concentrations des pesticides dans le réseau hydrographique. Pour la détermination des NPA, les concentrations des pesticides en rivières sont d'abord simulées à l'aide d'un scénario de référence. Ce scénario représente l'état du bassin lors des prélèvements d'eau au cours des campagnes de suivi de la qualité de l'eau en rivière. Les concentrations

simulées pour le scénario de référence sont ensuite comparées à celles simulées pour des scénarios où l'on applique des pratiques de gestion bénéfiques (PGB).

La procédure générale pour appliquer un modèle distribué comme GIBSI comprend différentes étapes illustrées à la figure 2.3.

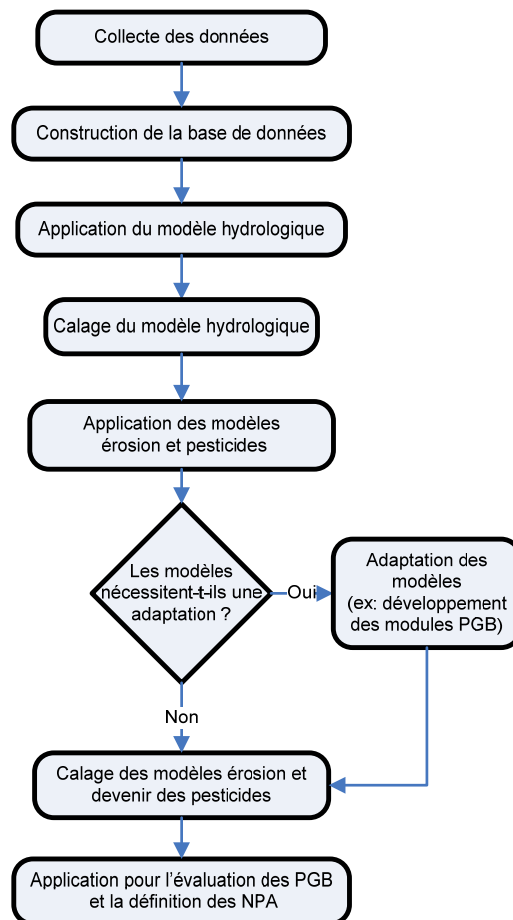


Figure 2.3 : Diagramme des différentes étapes pour l'application d'un modèle sur un bassin versant (tiré de Rousseau *et al.*, 2006)

Ces étapes sont :

- (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.

2.3.1 Application du modèle hydrologique (HYDROTEL)

La préparation des fichiers nécessaires à HYDROTEL s'est fait à l'aide du logiciel PHYSITEL. Les informations nécessaires pour réaliser l'application PHYSITEL sur un bassin versant sont listées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Données nécessaires à PHYSITEL

-
1. Matrice numérique d'altitude (MNA)
 2. Matrice des occupations du sol
 3. Matrice des types de sol
 4. Contour du bassin
 5. Réseau hydrographique vectoriel
 6. Localisation des stations météorologiques
 7. Localisation des stations hydrométriques
-

La matrice numérique d'altitude (MNA) est utilisée dans PHYSITEL pour calculer les pentes et l'orientation de l'écoulement sur le bassin. La MNA peut être modifiée par PHYSITEL en fonction du réseau hydrographique vectoriel, lorsque celui-ci est disponible. PHYSITEL calcule ensuite un réseau hydrographique matriciel, basé sur la MNA, et c'est ce réseau matriciel qui sert à définir les unités spatiales de simulation (USS) qui serviront d'unités de simulation au modèle HYDROTEL et aux modules d'érosion et de transport des pesticides au sol. Le réseau hydrographique est aussi discrétisé en tronçons de rivière, de façon à ce qu'à chaque USS corresponde un tronçon. Les tronçons ainsi déterminés constituent les unités de base pour les calculs d'écoulement en rivière, de transport et de dilution des pesticides en rivière. Pour le développement des NPA, nous avons tenté de discrétiser les bassins en unités de simulation de la taille approximative d'un champ agricole.

La matrice des occupations du sol, habituellement construite à partir d'images LANDSAT, sert à définir la proportion des types d'occupations présentes sur chaque USS. On doit y distinguer les classes d'occupation susceptibles d'influencer les processus hydrologiques, d'érosion et de transport des pesticides. Pour une application de GIBSI spécifique au transport des pesticides, une attention particulière a été apportée à la classification des types de cultures où l'usage des pesticides sélectionnées pour la détermination des NPA est significatif.

La matrice des types de sol sert à définir les propriétés hydrauliques du sol de chaque USS. Ces propriétés, lorsqu'elles ne sont pas disponibles, sont associées à la texture du sol (Rawls et Brakensiek, 1989). Les types de sol de la matrice doivent donc être associés aux différentes classes texturales (sable, sable loameux, loam sableux, *etc.*).

Le contour du bassin versant sert à faciliter la création et l'édition des différentes matrices. La localisation des stations météorologiques sur le bassin versant est utilisée pour l'interpolation des données météorologiques sur chaque USS dans HYDROTEL. Les stations hydrométriques sont, quant à elles, associées à des tronçons spécifiques du réseau hydrographique. Les données de débits simulés à ces tronçons peuvent alors être comparées aux données mesurées aux différentes stations de mesure pour faire le calage des paramètres.

HYDROTEL se divise en une séquence de six sous-modèles simulant les différents processus hydrologiques sur le bassin versant. Ces sous-modèles sont indiqués au tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Sous-modèles d'HYDROTEL

Processus	Méthode
1. Interpolation des données météorologiques sur les USS	Polygones de Thiessen ou moyenne pondérée des trois stations météorologiques les plus proches
2. Accumulation et fonte de la neige.	Méthode mixte de degrés-jour et bilan énergétique
3. Évapotranspiration potentielle	5 algorithmes disponibles : Thorntwaite, Penman-Monteith, Linacre, Priestley-Taylor, et un algorithme développé par Hydro-Québec
4. Bilan d'eau vertical	Modèle conceptuel en 3 couches de sol (BV3C)
5. Écoulement sur la partie terrestre des USS	Calcul d'hydrogrammes géomorphologiques de référence déterminés par une équation d'onde cinématique
6. Écoulement dans le réseau hydrographique	Équation d'onde cinématique

2.3.2 Calage du modèle hydrologique HYDROTEL

En plus des fichiers préparés par le logiciel PHYSITEL, HYDROTEL nécessite des séquences de données météorologiques provenant de stations météorologiques situées à proximité du bassin, et de données hydrométriques mesurées sur des sections de rivière. Ces dernières servent à caler le modèle, c'est-à-dire ajuster les paramètres (plus de 30 au total) de chaque sous-modèle. L'exercice de calage consiste à comparer les débits simulés avec les débits observés pour une séquence météorologique donnée, et à ajuster les paramètres d'HYDROTEL de façon à reproduire les débits mesurés. Lorsque des stations hydrométriques sont présentes à différents endroits à l'intérieur d'un bassin versant, il est possible de caler par sous-bassins, c'est-à-dire en appliquant un jeu de paramètre spécifique aux USS jaugées par une station donnée. Les paramètres sont normalement ajustés pour une séquence météorologique donnée, et sont ensuite appliqués sur une autre séquence météorologique pour en tester la validité. Les périodes de calage et de test ont été déterminées en fonction des données météorologiques et hydrométriques disponibles. Les hydrogrammes sont utilisés pour comparer les débits simulés et observés. Des indicateurs numériques de performance servent

également de guide pour le calage. Le tableau 2.4 présente deux indicateurs de performance obtenus pour les séquences de calage et de test près de l'exutoire des bassins versants modélisés. Le coefficient de Nash-Sutcliffe est habituellement jugé acceptable en modélisation hydrologique lorsque sa valeur est supérieure à 0,60, la valeur de 1,00 étant une valeur parfaite. L'erreur sur les apports présente la différence, en pourcentage, entre les apports simulés et observés par rapport aux apports observés. Sa valeur doit donc se rapprocher de 0.

L'erreur sur les apports est généralement négative, ce qui signifie que les apports simulés sont inférieurs aux apports mesurés. Cette différence s'observe principalement au printemps, lors de la fonte de la neige, et peut être partiellement expliquée par le sous-captage des précipitations en hiver. D'autre part, les efforts de calage se sont concentrés sur la période estivale puisque c'est durant cette période que se produit l'épandage et le lessivage des pesticides. Les écoulements lors de cette période ont été reproduits de façon satisfaisante.

Tableau 2.4 : Indicateurs de performance obtenus près de l'exutoire des bassins versants suite à la simulation des écoulements avec HYDROTEL

Bassin	Calage			Test		
	Période	Nash	Erreur	Période	Nash	Erreur
Dunk	2002/07/22 à 2004/09/30	0.69	-5.7%	2005/05/01 à 2006/09/30	0.82	-1%
Wilmot	2002/07/22 à 2004/09/30	0.72	-17%	2002/07/22 à 2004/09/30	0.82	-18%
Yamaska	2002/10/01 à 2005/09/30	0.70	-16%	2005/10/01 à 2006/09/30	0.76	-12%
South Nation	1995/10/01 à 2001/09/30	0.73	-40%	2001/10/01 à 2005/09/30	0.75	-33%
Salmon River	1999/06/01 à 2002/05/31	0.80	-7%	2002/06/01 à 2005/03/30	0.72	-22%

2.3.3 Application du modèle d'érosion (GEROSM)

À partir des données calculées par le modèle hydrologique pour une USS donnée, le modèle d'érosion, dérivé de l'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE), calcule la charge de sédiments qui sera transportée jusque dans le réseau hydrographique pour chaque occupation du sol sur une USS. Ce calcul fait intervenir un facteur d'érosivité (lié aux précipitations et au ruissellement), un facteur d'érodabilité (lié à la composition, à la structure et à la perméabilité du sol), un facteur de végétation (lié à l'occupation du sol, à la période de croissance et aux pratiques culturales), et un facteur de contrôle de l'érosion (lié à la technique de labour).

2.3.4 Application du modèle de transport des pesticides au sol (PES)

À partir des données calculées par les modèles hydrologique et d'érosion des sols, des périodes d'arrosage (épandage) et des taux d'application des pesticides, le modèle PES (dérivé du modèle SWAT) calcule la quantité de pesticides transportée sur chaque USS jusqu'au réseau hydrographique. Ce modèle estime qu'une fraction des pesticides est perdue dans l'atmosphère par volatilisation lors de l'arrosage, qu'une autre fraction est liée au feuillage des cultures (capture foliaire), et que la fraction restante atteint la surface du sol. La fraction atteignant le sol est répartie en deux fractions, soit la forme dissoute dans la solution du sol, soit la forme adsorbée aux particules du sol. Cette répartition est fonction de la valeur du coefficient de distribution sol/eau ou K_d (adsorption) qui est propre à chaque pesticide. Les pesticides liés au feuillage et au sol se dégradent et se dissipent par différents processus : photolyse, oxydation, hydrolyse, volatilisation et transformations biologiques. Tous ces processus de dégradation sont simulés globalement par PES à l'aide d'une valeur de demi-vie propre à chaque pesticide. Par exemple, les demi-vies des pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA se situent entre 10 jours, pour le 2,4-D et 90 jours pour le métolachlor. Les temps de demi-vie, ainsi que les valeurs de sorption (K_d) et de solubilité, de chaque pesticide sélectionné pour la détermination des NPA sont présentés au tableau 2.5.

Tableau 2.5 : Valeurs de sorption, solubilité et demi-vie pour les pesticides ciblés pour la détermination des NPA (Hornsby *et al.*, 1996)

Pesticides	Sorption [mL./g]	Solubilité [mg/L]	Demi-vie [jours]
<i>Atrazine</i>	100	33	60
<i>Carbofuran</i>	22	351	50
<i>Dicamba sel</i>	2	40000	14
<i>Glyphosate sel Isopropylamine</i>	24000	900000	47
<i>MCPA sel Dimethylamine</i>	2000	866000	25
<i>Métolachlor</i>	200	530	90
<i>2,4-D sel Dimethylamine</i>	20	796000	10

Les pesticides dissous dans la solution du sol peuvent être transportés dans le réseau hydrographique par ruissellement de surface ou infiltration dans le sol, alors que les pesticides liés aux particules de sol peuvent atteindre le réseau *via* l'érosion du sol. Les modèles hydrologiques et d'érosion sont donc nécessaires pour simuler le transport des pesticides sur les USS. À noter, finalement, que PES ne simule pas le devenir des pesticides volatilisés, ni l'absorption par les plantes et le cheminement complexe des produits de dégradation phytotoxiques ou non. Le tableau 2.6 présente les taux d'application des pesticides établis pour le scénario de référence sur chacun des cinq bassins versants étudiés.

Tableau 2.6 : Taux d'application des pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA sur chaque type de culture

Bassin	Pesticide	Taux d'application (kg/ha-an)	Culture	Période d'application
Dunk/Wilmot ¹	<i>Carbofuran</i>	0.720	Pommes de terre	15/06 à 15/08
Yamaska ²	<i>Atrazine</i>	0.970	Maïs	20/05 à 15/07
		1.603	Maïs	20/05 à 15/07
	2.148	Soya	20/05 à 15/07	
	<i>Glyphosate</i>	0.827	Maïs	20/05 à 15/07
		0.890	Soya	20/05 à 15/07
		0.890	Canola	20/05 à 15/07
0.720		Foin	20/05 à 15/07	
South Nation ³	<i>Atrazine</i>	1.12	Maïs	20/05 à 15/07
		1.4	Maïs	20/05 à 15/07
	0.24	Soya	20/05 à 15/07	
	<i>Dicamba</i>	0.6	Maïs grain	20/05 à 15/07
		0.099	Céréales	20/05 à 15/07
Salmon River	<i>MCPA</i>	0.382	Foin	20/05 à 01/07
		0.382	Céréales	20/05 à 01/07
	<i>2,4-D</i>	0.0114	Foin	20/05 à 01/07
		0.0114	Céréales	20/05 à 01/07
		0.0114	Verger	20/05 à 01/07

¹Taux déterminé à partir de l'étiquette du Furadan 480 F utilisé sur les champs de pommes de terre.

²Les taux pour la Yamaska ont été déterminés par l'équipe de Laurier Poissant dans son rapport technique : Sommaire du milieu physique, modes de cultures et estimation des taux d'application des pesticides sur le bassin de la rivière Yamaska.

³Les taux pour la South Nation ont été déterminés à partir des taux d'application suggérés par l'OMAFRA.

2.3.5 Calage du modèle de transport des pesticides au sol (PES)

Les seuls paramètres qui peuvent être ajustés pour définir un scénario dans le modèle de transport des pesticides au sol sont les taux et la période d'application. Les taux d'application des pesticides sur chaque bassin versant ont d'abord été déterminés au moyen d'enquêtes, au moyen des recommandations sur les étiquettes des produits utilisés, ou selon les recommandations d'organismes provinciaux s'appliquant à ces bassins (Tableau 2.6). Ces taux ont été parfois modifiés à la baisse lors de la comparaison des résultats simulés avec les concentrations mesurées, en considérant que les taux d'application présentés sur les étiquettes des formulations commerciales étaient souvent supérieurs à ceux réellement appliqués par les producteurs, et que l'arrosage ne se faisait pas nécessairement sur toute la superficie occupée par une culture donnée. D'autre part, GIBSI effectue l'application des pesticides de façon aléatoire sur les USS au cours de la période d'application, en considérant qu'il n'y ait pas d'épandage durant les jours de pluie. La distribution aléatoire des pesticides sur les USS influence significativement les concentrations simulées par le modèle. Des pics de concentrations peuvent être amplifiés, réduits, ou déplacés, selon la façon dont est simulé l'arrosage. La figure 2.4 illustre l'impact que peuvent avoir différentes applications aléatoires au cours d'une même période sur les concentrations de pesticides simulées par GIBSI. Pour tenir compte de ce facteur lors du calage, trois arrosages aléatoires différents ont été réalisés avec la série météorologique utilisée pour calibrer le modèle.

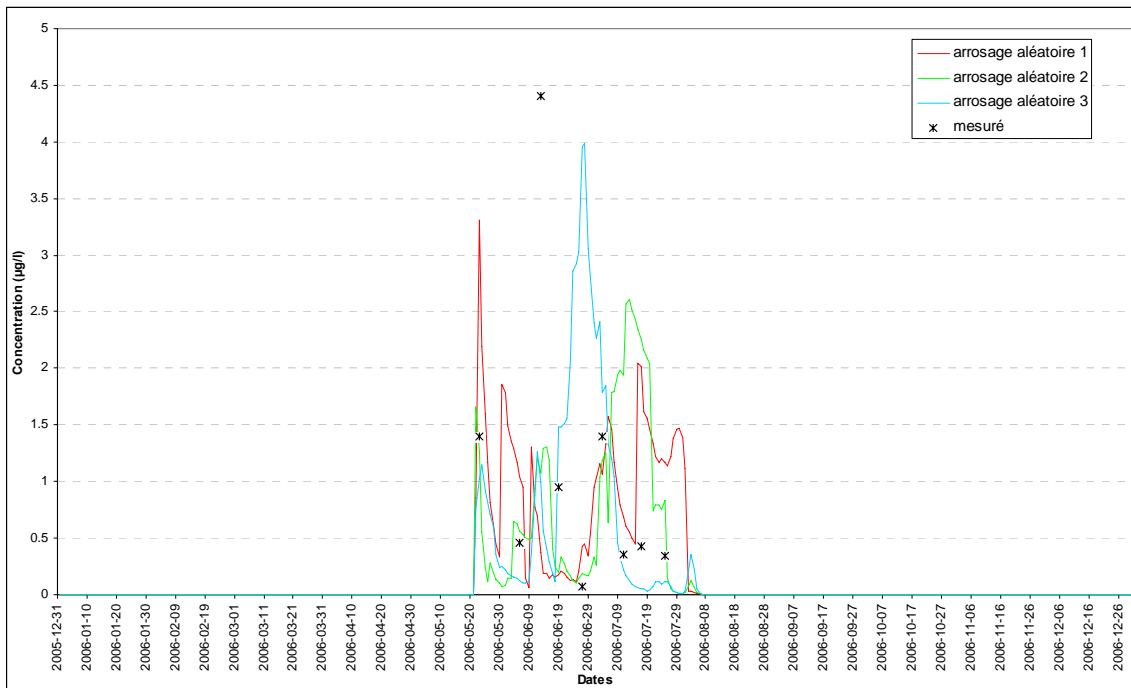


Figure 2.4 : Concentrations d'atrazine simulées avec trois arrosages aléatoires différents à la station de mesure de la rivière Chibouet sur le bassin de la rivière Yamaska

2.3.6 Application du modèle de qualité de l'eau en rivière et dans les lacs (QUAL-GIBSI)

Le modèle QUAL-GIBSI, adapté du modèle QUAL2E, simule le transport et la dilution des pesticides à travers le réseau hydrographique discrétisé en tronçons. Il utilise comme données d'entrée la charge de pesticide atteignant le réseau hydrographique calculée par le module PES, ainsi que les caractéristiques de l'écoulement dans les tronçons calculées par HYDROTEL. De part sa conception, GIBSI peut calculer simultanément le devenir de trois pesticides (ou autres composés non conservatifs).

2.3.7 Calage du modèle de qualité de l'eau en rivière et dans les lacs (QUAL-GIBSI)

Dans QUAL-GIBSI, les transformations locales des composés non conservatifs dans le réseau hydrographique sont représentées par une cinétique de premier ordre décrite par l'équation suivante, tirée du rapport final du projet GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998) :

$$\frac{dX(t)}{dt} = -K \cdot X(t) - \sigma_6 \cdot X(t) + \frac{\sigma_7}{d}$$

Où $X(t)$ est la concentration du composé considéré [mg/l], K , le taux de décroissance, soit la constante élémentaire de vitesse de disparition [jour⁻¹], σ_6 , le taux de sédimentation [jour⁻¹], σ_7 , le taux de production benthique [mg/m²•jour⁻¹] et d est la profondeur moyenne de l'écoulement [m]. La valeur pour le paramètre du taux de production benthique σ_7 a été fixée à 0 sur tous les bassins étudiés. Le taux de décroissance K a été calculé à partir du temps de demi-vie propre au pesticide, selon la relation classique :

$$K = \ln 2 \frac{1}{t_{1/2}} = 0.693 \cdot \frac{1}{t_{1/2}}$$

Où $t_{1/2}$ est le temps de demi-vie du pesticide, en jours (cf Tableau 2.5).

Le taux de déposition σ_6 est considéré comme un paramètre de calage et a été ajusté en se basant sur les concentrations de pesticides mesurées à différentes stations sur chaque bassin. Les mesures prises lors de l'année qui est représentée par la carte d'occupation du sol de chaque bassin ont été utilisées à cette fin. Comme il existe une certaine incertitude quant aux taux d'application et aux dates d'arrosage, l'ajustement du coefficient de déposition peut, dans certains cas, compenser les imprécisions sur ces informations. Trois applications aléatoires de pesticide(s) ont été faites afin de tenir compte de l'incertitude liée à la distribution des pesticides dans le temps et l'espace sur le bassin versant au cours de l'année de calage. L'ajustement du coefficient de déposition et des taux d'application a été fait de façon à obtenir une réponse moyenne du modèle qui correspond aux concentrations mesurées.

2.3.8 Application des PGB

Les PGB retenues pour la détermination des NPA sont l'ajout d'une bande riveraine enherbée et la réduction des taux d'application des pesticides. Le tableau 2.7 résume les PGB qui ont été considérées pour chacun des cinq bassins versants, suite aux recommandations faites par les « leader » de ces bassins. Par ailleurs, ces PGB peuvent être modifiées au besoin en fonction des particularités propres à chaque bassin versant.

Tableau 2.7 : PGB appliquées sur chacun des bassins

Bassin	PGB
Dunk/Wilmot	<ul style="list-style-type: none"> • Bande riveraine de 10 m • Réduction de 30% des taux d'application de pesticides • Bande riveraine de 10 m et réduction de 30% des taux d'application de pesticides
Yamaska	<ul style="list-style-type: none"> • Bande riveraine de 3 m • Réduction de 25% des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 3 m et réduction de 25% des taux d'application des pesticides
South Nation	<ul style="list-style-type: none"> • Bandes riveraines de 1, 3, ou 10 m. • Réduction de 30% des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 1, 3, ou 10 m et réduction de 30% des taux d'application de pesticides
Salmon River	<ul style="list-style-type: none"> • Bande riveraine de 10 m. • Réduction de 25% des taux d'application de pesticides • Bandes riveraines de 10 m et réduction de 25%des taux d'application de pesticides

La simulation de l'impact d'une bande riveraine sur la charge exportée en pesticide(s) par ruissellement s'effectue par le même algorithme que celui utilisé dans le modèle SWAT :

$$CHARGE = (1 - (0.367 \times BR^{0.2967})) \times CHARGE_{initiale}$$

Où *CHARGE* représente la charge de sédiments ou de pesticides atteignant le cours d'eau, *BR* est la largeur de la bande riveraine, et *CHARGE_{initiale}* est la charge de sédiment ou de pesticides calculée par les modèles d'érosion ou de transport des pesticides en amont de la bande riveraine. La réduction des taux d'application des pesticides est, quant à elle, appliquée directement aux taux présentés dans le tableau 2.6.

2.4 APPLICATION SPÉCIFIQUE DE GIBSI À CHAQUE BASSIN VERSANT

2.4.1 Bassins de la rivière Dunk (IPE)

2.4.1.1 Application PHYSITEL

Le MNA utilisé pour modéliser le bassin de la rivière Dunk a une résolution de 20m. La figure 2.5 illustre le MNA de ce bassin d'une superficie totale de 166 km². La carte des occupations du sol a été créée à l'aide du fichier « *shapefile* » et de la base de donnée du PEI Corporate Land Use Inventory (CLUI) pour l'année 2000, fournie par le Département d'Environnement, Énergie & Forêt de l'Île-du-Prince-Édouard. Ce fichier est créé à partir de photos aériennes et fournit une description détaillée du territoire. L'information du CLUI 2000 a été complétée à l'aide des fichiers « *shapefiles* » de mise à jour des terres agricoles, créés par EC, pour l'année 2006. La figure 2.6 illustre la carte d'occupation du sol, d'une résolution de 20 m qui a été utilisée sur le bassin de la Dunk. La figure 2.7 montre la proportion occupée par chaque classe d'occupation sur cette carte. La superficie occupée par des activités agricoles représente 70 % de la superficie totale du bassin. Les cultures de pâturages et foin, de céréales, et de pommes de terre en composent l'essentiel en couvrant respectivement 29 %, 22 % et 20 % du bassin.

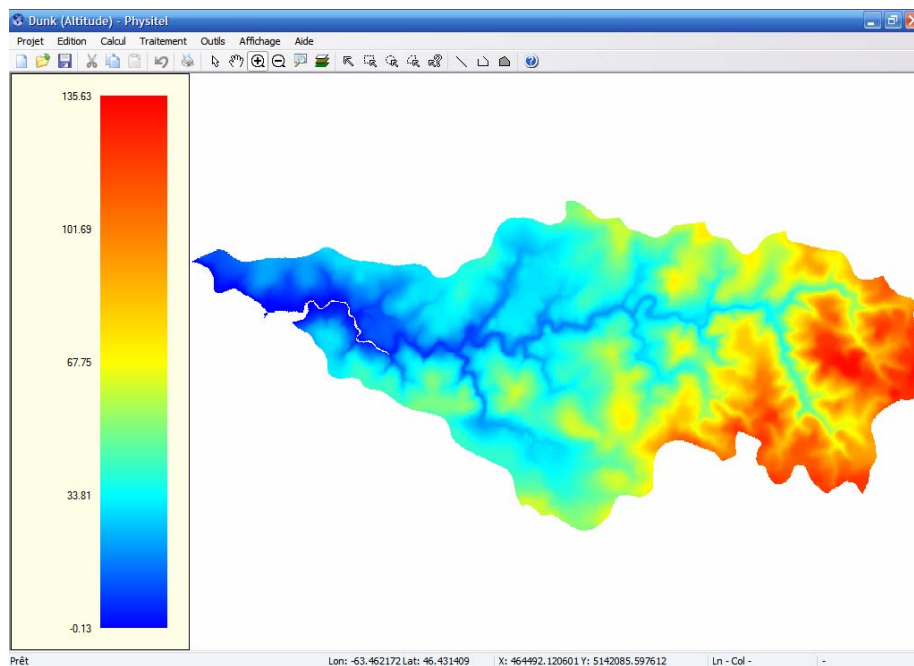


Figure 2.5 : MNA du bassin versant de la rivière Dunk

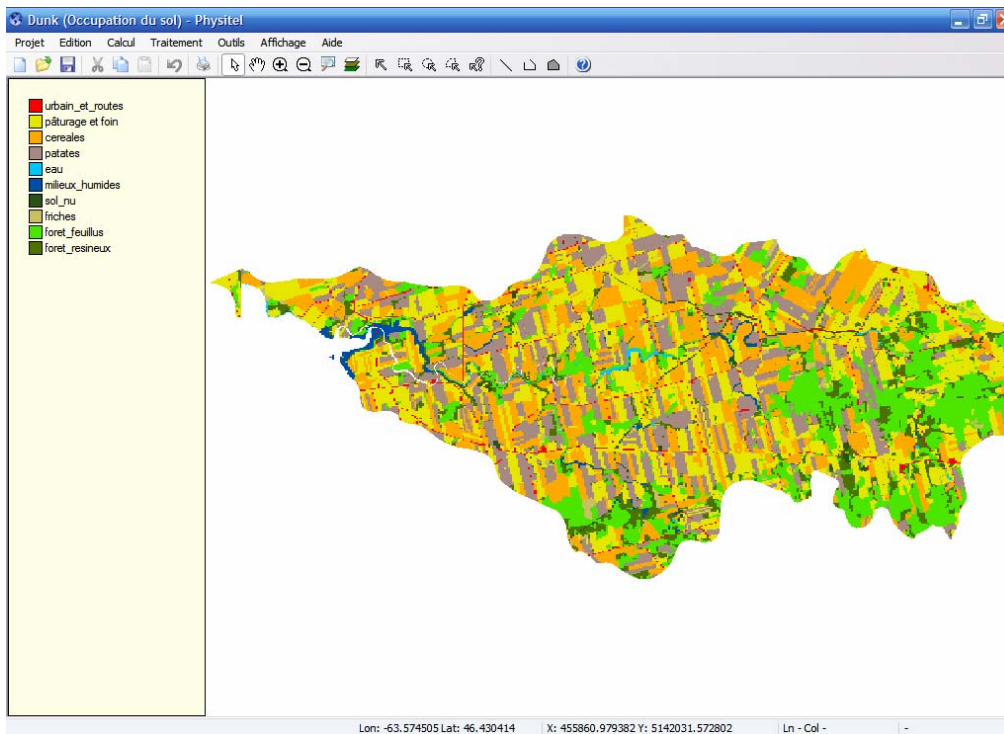


Figure 2.6 : Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Dunk

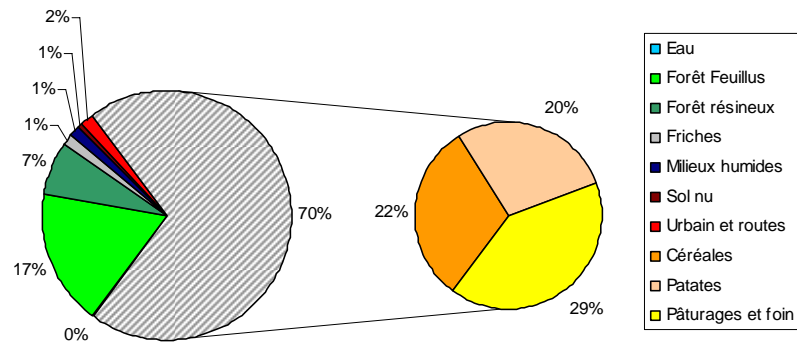


Figure 2.7 : Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la figure 2.6)

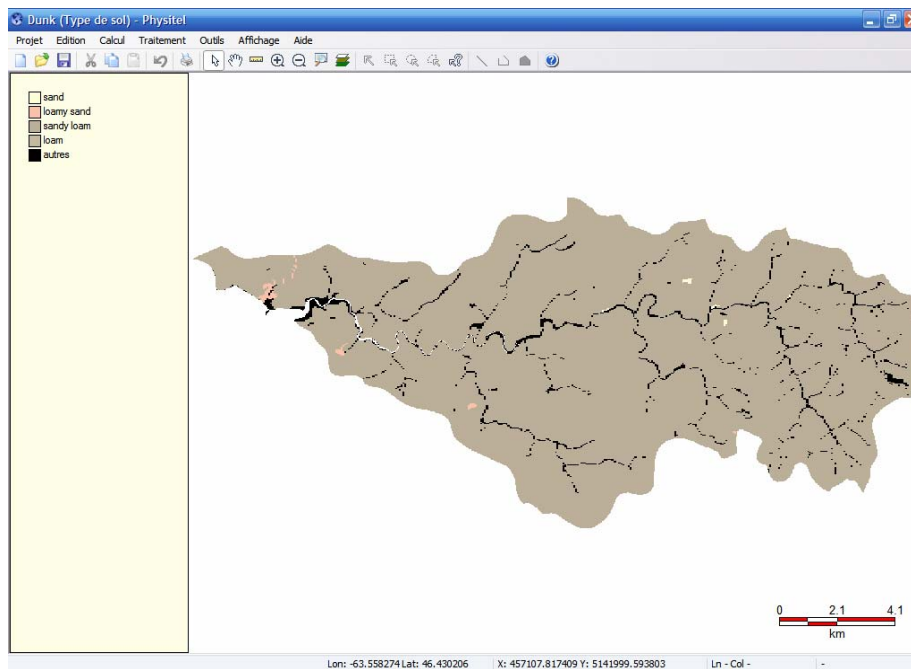


Figure 2.8 : Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Dunk

La carte des types de sol a été construite à partir du fichier « *shapefile* » et de la base de données de l'Inventaire des Sols de l'Île-du-Prince-Édouard (PEI Soil Survey 1970-1978), créée par le Département de l'Agriculture de l'Île-du-Prince-Édouard (Research Branch Agriculture Canada/PEI Department of Agriculture). La figure 2.8 illustre la matrice des classes texturales du sol retrouvées sur le bassin. Le sable loameux y domine largement.

Le bassin de la Dunk a été discrétisé en 270 USS d'une superficie moyenne de 40 ha. Ces USS sont illustrées à la figure 2.9.

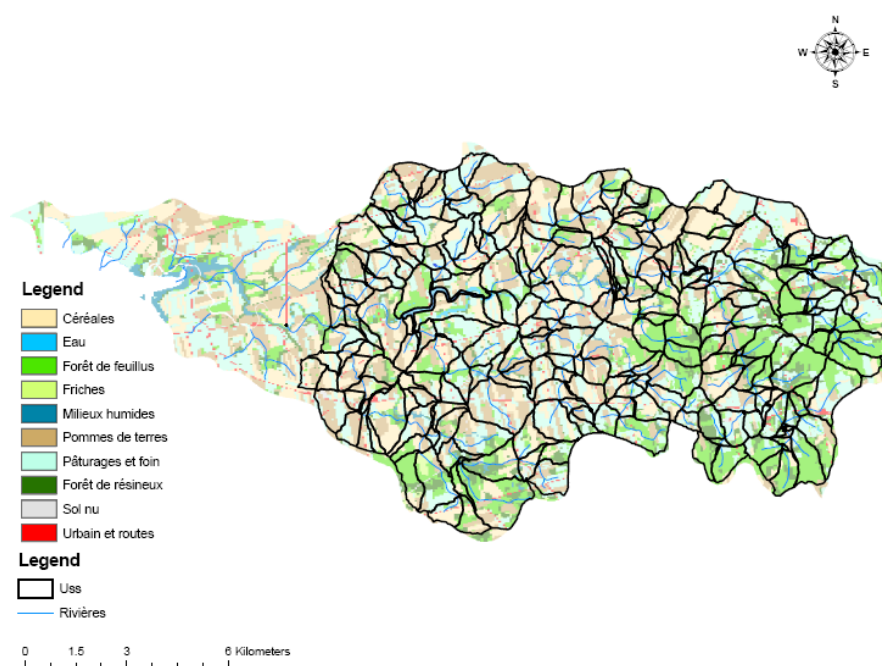


Figure 2.9 : Discrétisation du bassin de la Dunk en 270 USS (superficie moyenne de l'USS : 40 ha)

Le tableau 2.8 indique la liste des stations météorologiques utilisées pour l'application du modèle hydrologique HYDROTEL sur les bassins des rivières Dunk et Wilmot. Le tableau 2.9 dresse la liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application HYDROTEL sur le bassin de la Dunk. À noter que seules la station 01CB002 a été utilisée pour le calage du modèle hydrologique puisque les données provenant des autres stations n'étaient pas continues. En effet, ces dernières étaient prélevées de façon ponctuelle au cours des événements pour lesquels il y avait prélèvement pour les mesures des concentrations de

pesticides. La localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin versant de la rivière Dunk est illustrée à la figur 2.10.

Tableau 2.8 Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur les bassins des rivières Dunk et Wilmot

Station	Nom	Pas de temps	Latitude °N	Longitude °W	Altitude (m)	Couverture	
						début	fin
8300596	Summerside	heure	46.4334	-63.8333	12	18/01/2001	03/07/2007
		jour	46.4334	-63.8333	12	17/09/1999	07/06/2007
8305500	Maple Plains	heure	46.3001	-63.5668	46	21/06/2001	03/07/2007
		jour	46.3001	-63.5668	46	01/01/2004	30/04/2007
Kensington	Kensington	jour	46.4667	-63.5668	30	01/05/2006	26/03/2007

Tableau 2.9 Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Dunk

Station	Nom	Pas de Temps	Longitude °W	Latitude °N	Couverture	
					début	fin
01CB002	DRM (Dunk)	Heure	-63.6330	46.3455	01/01/1995	31/12/2006
	DR6 (Dunk)	Ponctuel	-63.4891	46.3516	07/07/2006	08/12/2006
	DR1 (Dunk)	Ponctuel	-63.6320	46.3468	-	-
	DR4 (Dunk)	Ponctuel	-63.5543	46.3497	-	-

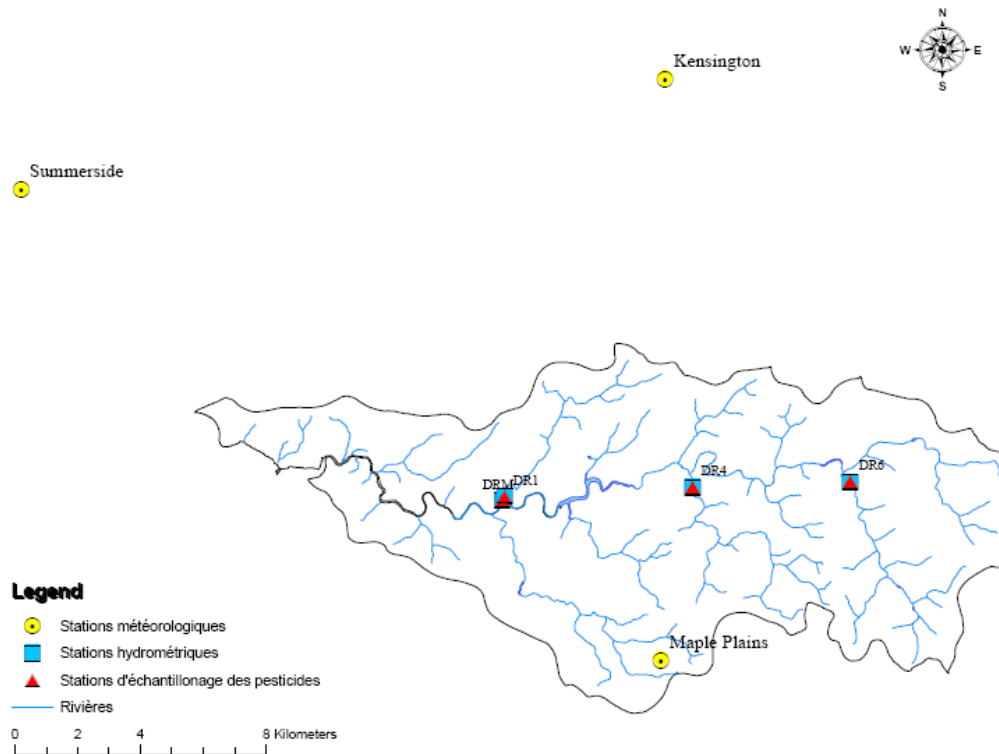


Figure 2.10 : Localisation des stations météorologiques et hydrométriques à l'intérieur du bassin de la rivière Dunk

2.4.2 Application HYDROTEL

La période de 2001 à 2006 a été sélectionnée pour faire le calage d'HYDROTEL sur les bassins des rivières Wilmot et Dunk. Les données météorologiques horaires des stations Summerside et Maple Plains ont été utilisées à cause de leur proximité aux bassins de ces deux rivières. Les données de Kensington ne couvraient pas une période assez longue pour servir au calage. La banque de données météorologiques résultante présente quelques lacunes, principalement en ce qui a trait aux précipitations. Certaines périodes ont dû être éliminées car il n'y avait pas de précipitations enregistrées, alors qu'une réponse était observée sur l'hydrogramme. À noter que les précipitations manquantes affectent la simulation de la recharge en eau du sol. Par conséquent, la réponse aux événements suivant ces périodes n'était pas non plus simulée adéquatement. La période de 2002/07/22 à 2004/09/30 a été retenue pour le calage, et la période de 2005/05/01 à 2006/09/30 a été utilisée pour le test. La simulation de la crue printanière est toujours plus basse que ce qui est observé, ce qui pourrait être causé par une mesure des précipitations sous forme de neige inférieure à la réalité. Le manque d'eau lors de la crue printanière affecte aussi la recharge en eau du sol, et l'écoulement de base estival a parfois été sous-estimé dans les simulations.

Pour la rivière Dunk à la station DRM, des coefficients de Nash de 0,69 et 0,82 ont été obtenus pour les périodes de calage et de test respectivement. Les apports ont été sous-estimés de 5,7 % et de 1 % pour ces périodes respectives. La figure 2.11 montre les hydrogrammes observé et simulé pour la période de calage, et la figure 2.12 montre ces mêmes hydrogrammes pour la période de test.

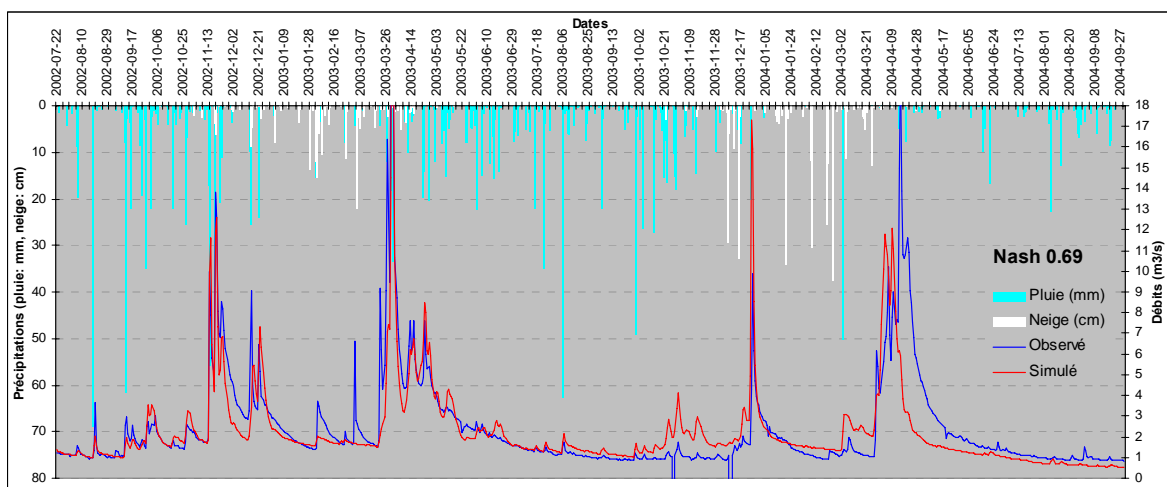


Figure 2.11 : Hydrogrammes simulé et observé pour la période de calage (2002/07/22 à 2004/09/30) à la station DRM sur la Rivière Dunk

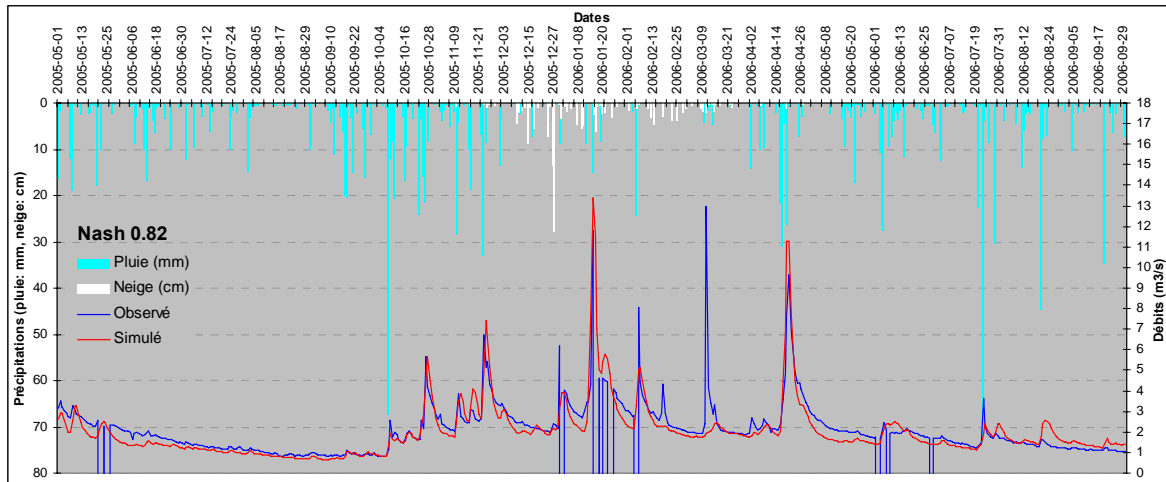


Figure 2.12 : Hydrogrammes simulé et observé pour la période de test (2005/05/01 à 2006/09/30) à la station DRM sur la Rivière Dunk

2.4.3 Application du modèle de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI)

Le *Carbofuran*, insecticide utilisé pour la culture des pommes de terre, est le pesticide qui a été sélectionné pour la détermination du NPA sur la Dunk. L'arrosage a été simulé sur la période du 15 juin au 15 août. Le taux d'application maximum de 0,96 kg/ha-an, recommandé sur l'étiquette de la formulation commerciale du Furadan 480F, a été réduit à 0,72/ha-an au cours du calage. Les mesures prises aux stations DRM, DR1, DR4 et DR6 au cours de l'été 2006 ont été utilisées pour le calage des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI). Le tableau 2.10 présente la superficie des sous-bassins en amont de ces stations, ainsi que l'occupation du sol pour l'année 2006. La figure 2.13 illustre les sous-bassins en amont des stations. Les figures 2.14 à 2.17 montrent les concentrations simulées et les concentrations mesurées respectivement aux stations DRM, DR1, DR4, et DR6. Trois courbes ont été simulées avec des arrosages aléatoires différents afin de donner un aperçu de l'impact que ce facteur pouvait avoir sur les concentrations simulées. À noter que les mesures sont prises ponctuellement lors de certains événements pluvieux, et il peut donc y avoir plus d'une mesure par jour. Les concentrations simulées, par contre, représentent des moyennes journalières.

Tableau 2.10 Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Dunk

Station	Superficie (ha)	Occupation du sol (%)					
		Urbain et route	Forêts	Milieus humides	Pâturages et foin	Céréales	Pommes de terre
DRM	11360	9	26	1	26	20	18
DR1	1254	11	9	1	34	17	28
DR4	1716	9	25	2	25	19	20
DR6	2104	7	51	1	23	7	11

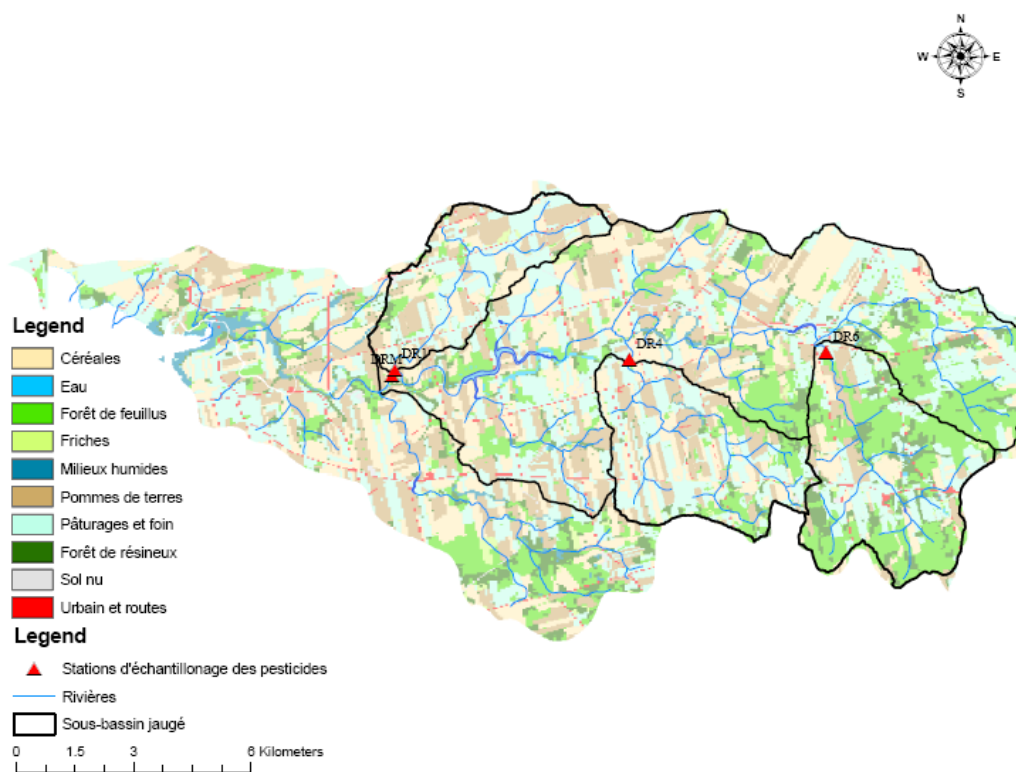


Figure 2.13 : Sous-bassins en amont des stations de mesures sur le bassin de la Dunk

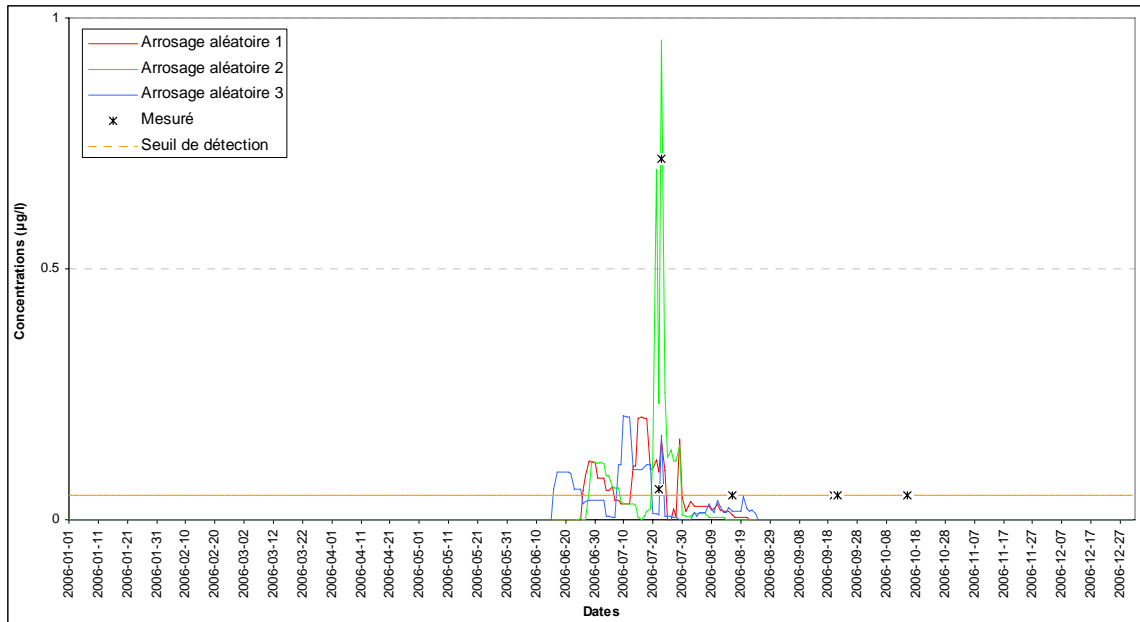


Figure 2.14 : Concentrations simulées et mesurées à la station DRM

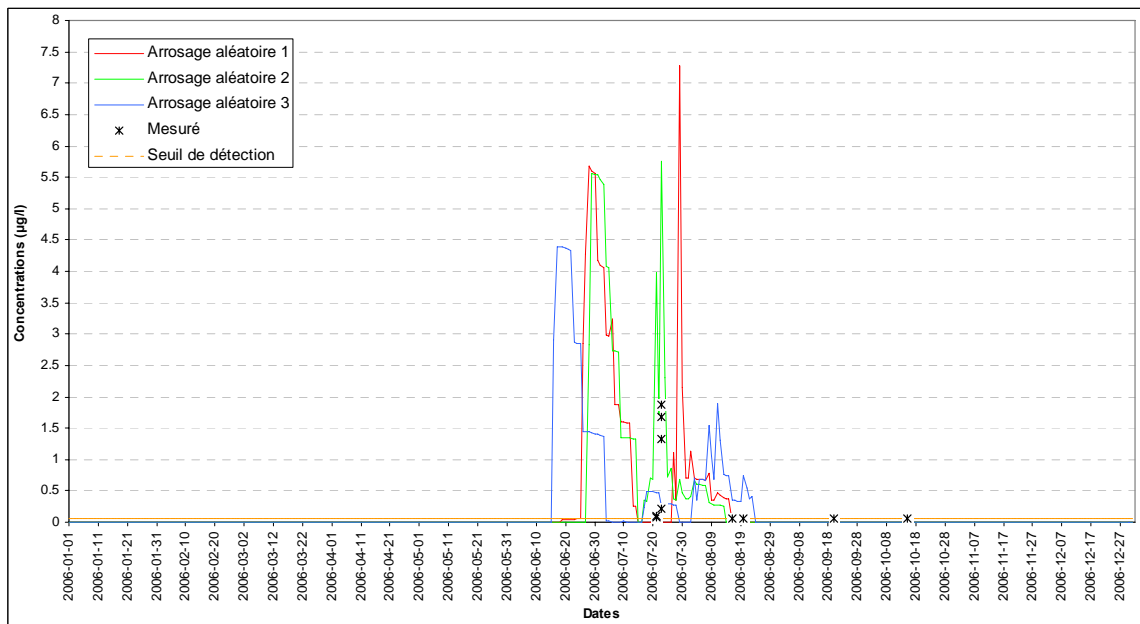


Figure 2.15 : Concentrations simulées et mesurées à la station DR1

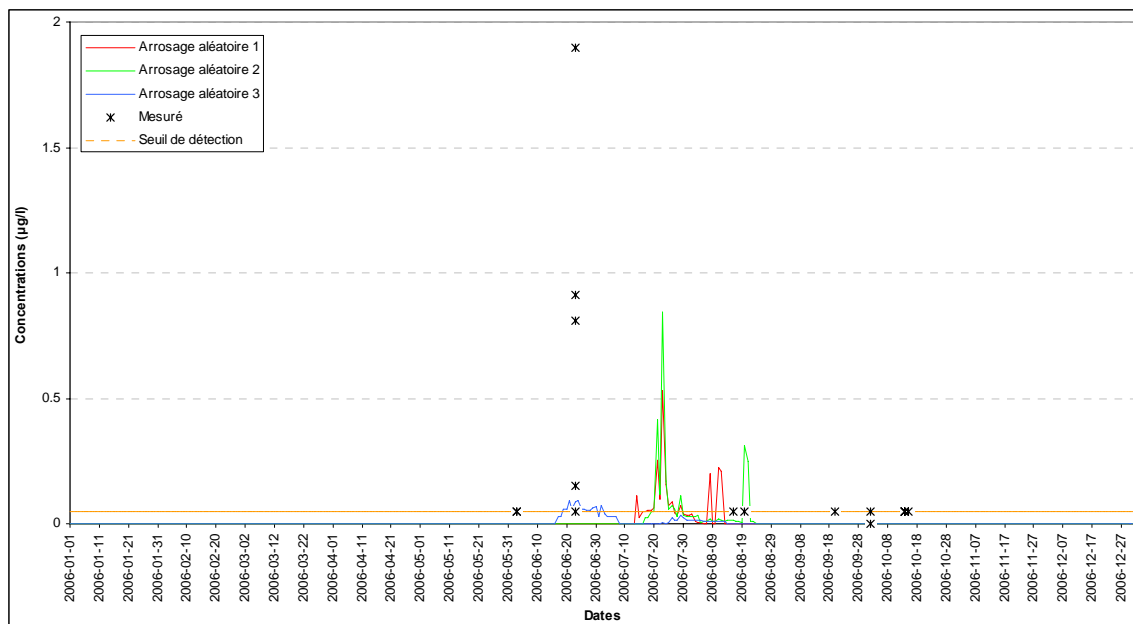


Figure 2.16 : Concentrations simulées et mesurées à la station DR4

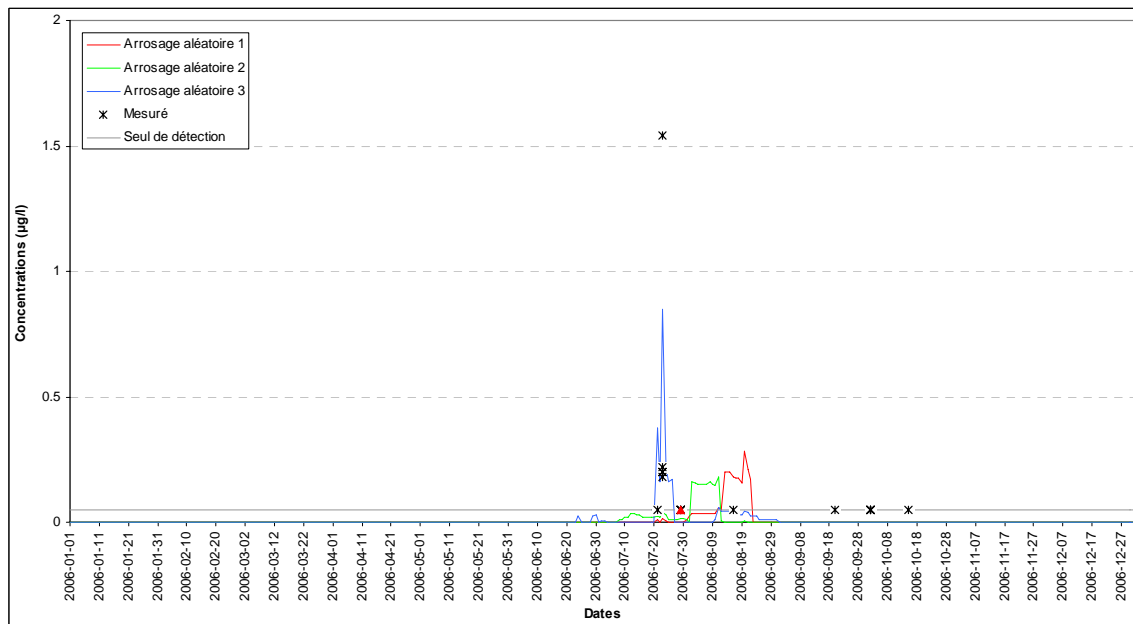


Figure 2.17 : Concentrations simulées et mesurées à la station DR6

2.5 BASSIN DE LA RIVIÈRE WILMOT

2.5.1 Application PHYSITEL

Le MNA utilisé pour modéliser le bassin versant de la rivière Wilmot a une résolution de 20 m. La figure 2.18 illustre le MNA de ce bassin, d'une superficie totale de 84 km².

La matrice des occupations du sol du bassin de la Wilmot a été fabriquée de la même manière que celle du bassin de la rivière Dunk. Elle est illustrée à la figure 2.19. Les activités agricoles couvrent 82 % du bassin versant et se divisent en trois types de cultures, soient les pâturages et foin avec 31 % de la superficie, les pommes de terre avec 26 %, et les céréales avec 24 % (voir figure 2.19).

La matrice des classes texturales de sol du bassin de la Wilmot a été construite de la même façon que celle de la Dunk. Elle est illustrée à la figure 2.21, et, tout comme sur le bassin de la Dunk, le sable loameux y est dominant.

Le bassin de la Wilmot a été discrétisé en 126 USS d'une superficie moyenne de 40 ha. Ces USS sont illustrées à la figure 2.22.

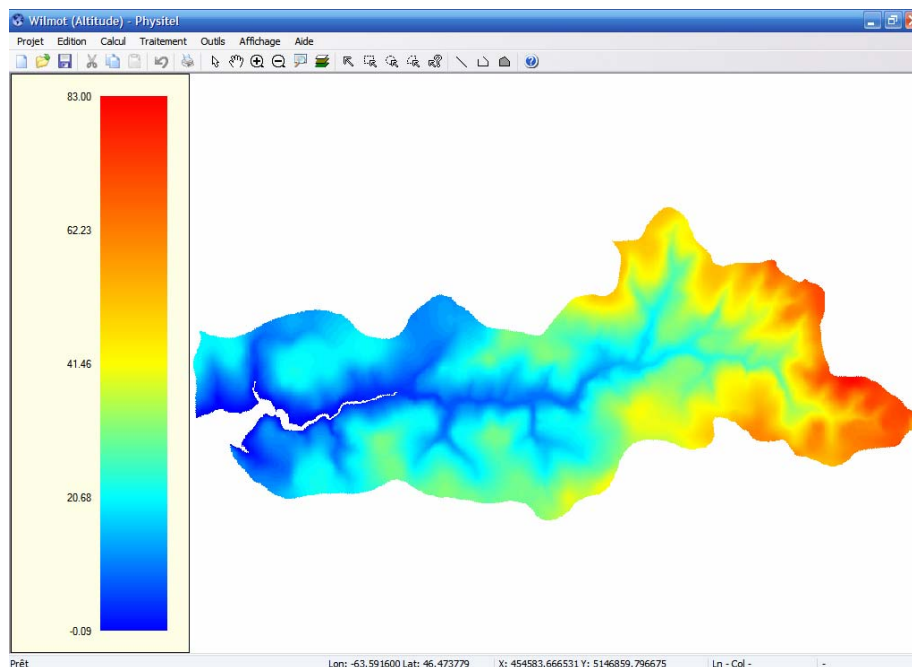


Figure 2.18 : MNA du bassin versant de la rivière Wilmot

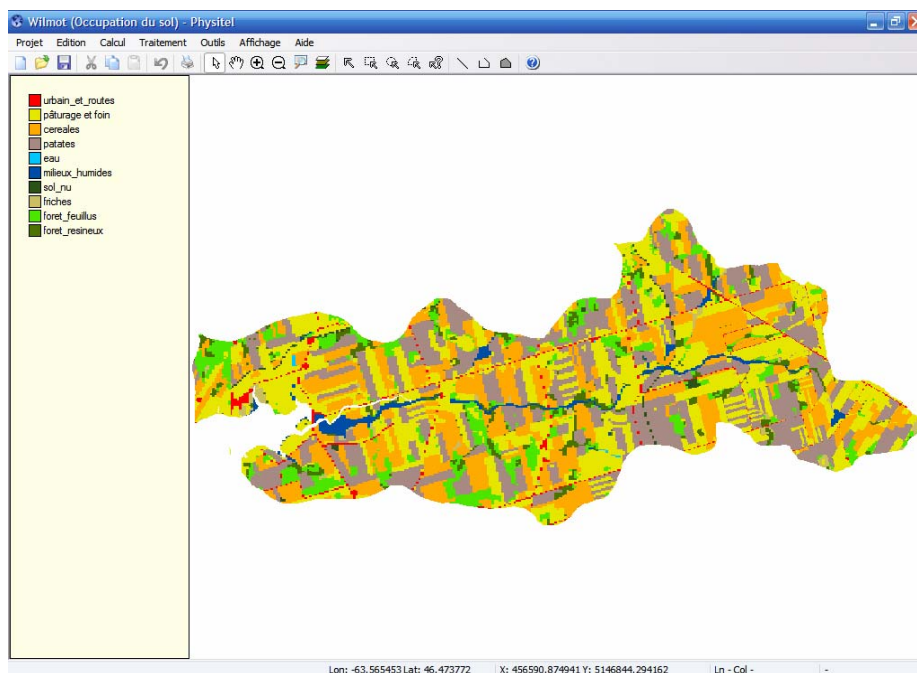


Figure 2.19 : Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Wilmot

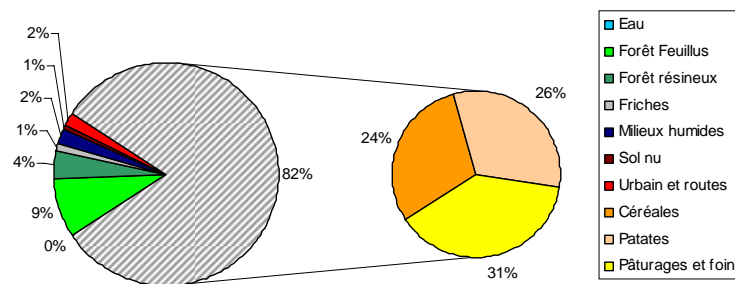


Figure 2.20 : Proportion des différentes occupations du sol selon la carte de la figure 2.19

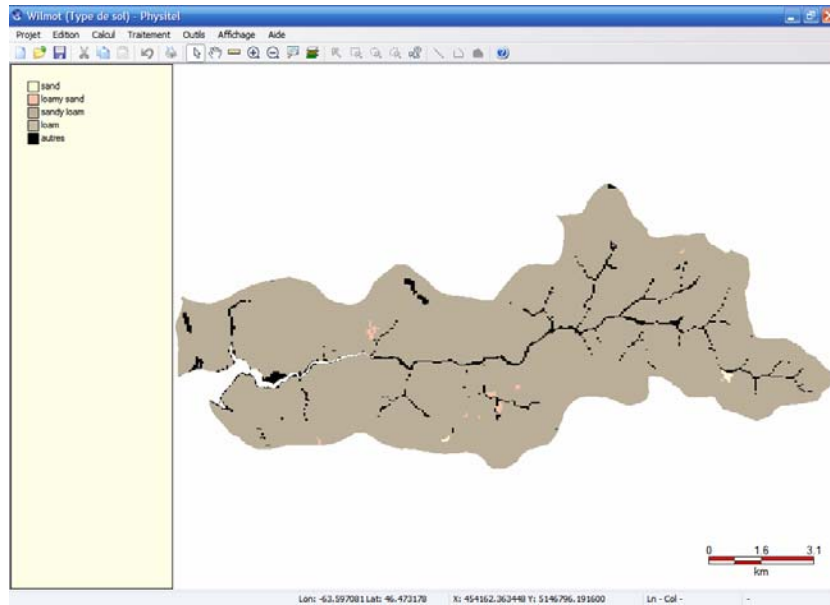


Figure 2.21 : Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Wilmot

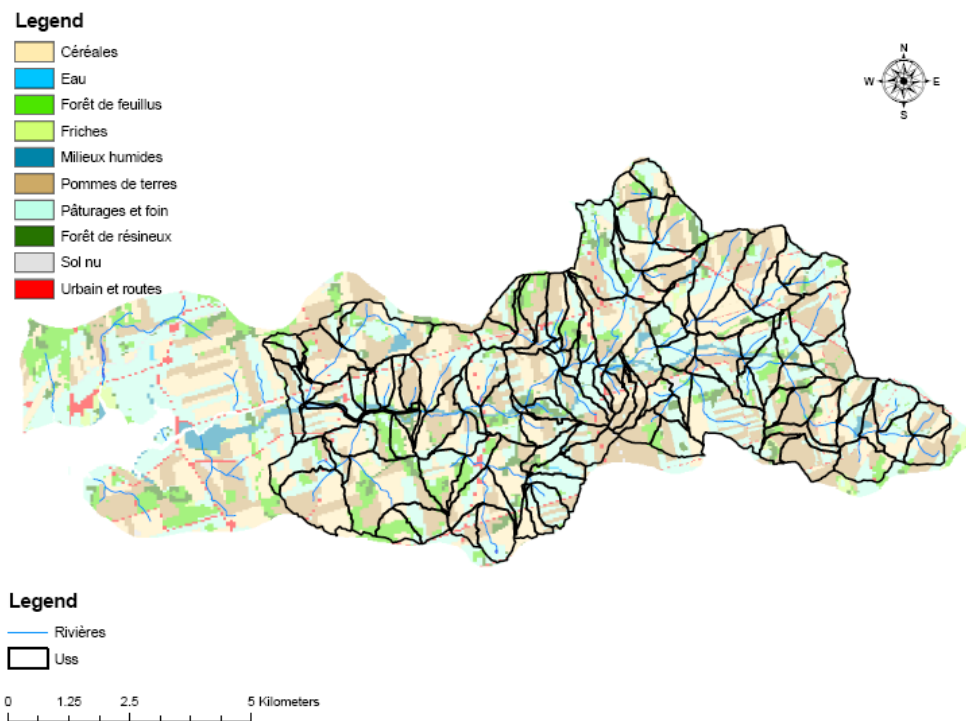


Figure 2.22 : Discretisation du bassin de la Wilmot en 126 USS (superficie moyenne de l'USS : 40 ha)

Le tableau 2.8 indique la liste des stations météorologiques, alors que le tableau 2.11 présente la liste des stations hydrométriques, qui ont été utilisées pour l'application du modèle hydrologique HYDROTEL sur le bassin de la Wilmot. La figure 2.23 montre leurs localisations par rapport au bassin.

Tableau 2.11 : Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la Wilmot

Station	Nom	Pas de Temps	Longitude °W	Latitude °N	Couverture	
					début	fin
01CB004	WRM (Wilmot)	Heure	-63.6330	46.3455	01/01/1995	31/12/2006
	WR2 (Wilmot)	Ponctuel	-63.5963	46.4080	22/06/2006	16/10/2006
	WR3 (Wilmot)	Ponctuel	-63.5968	46.4064	23/06/2006	10/08/2006

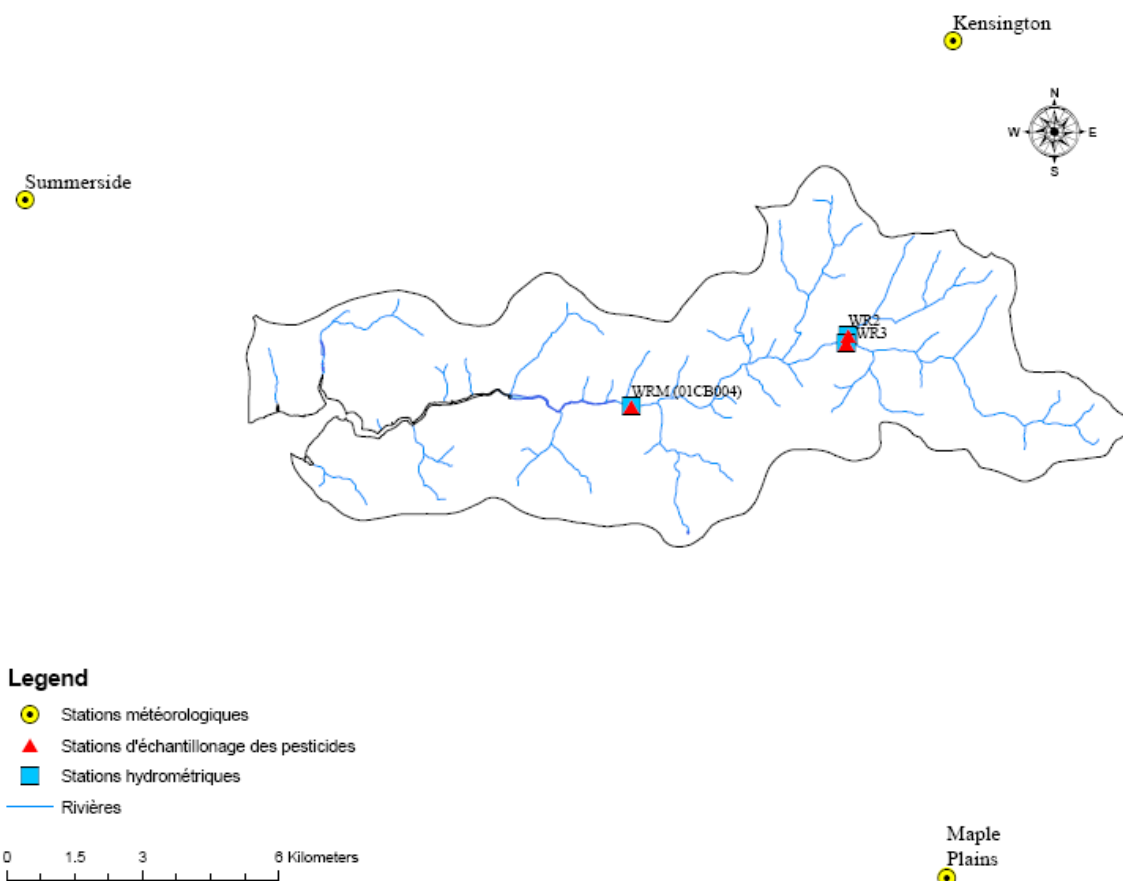


Figure 2.23 : Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière Wilmot

La procédure pour le calage d'HYDROTEL sur la Wilmot est la même que celle décrite pour le calage sur la Dunk. Seule la station WRM (01CB004) a été utilisée pour le calage du modèle hydrologique. Pour la rivière Wilmot à la station WRM, des coefficients de Nash de 0,72 et 0,82 ont été obtenus pour les périodes de calage et de test, respectivement. Les apports ont été sous-estimés de 17 % et 18 % pour ces périodes respectives, essentiellement lors de la crue printanière. La figure 2.24 montre les hydrogrammes observé et simulé pour la période de calage, et la figure 2.25 montre ces mêmes hydrogrammes pour la période de test.

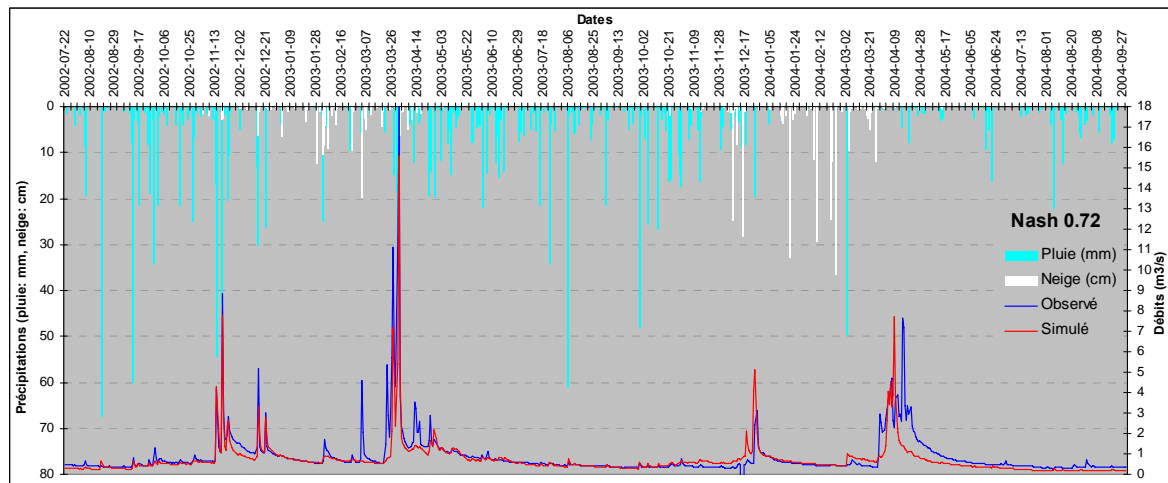


Figure 2.24 : Hydrogrammes simulé et observé pour la période de calage (2002/07/22 à 2004/09/30) à la station WRM sur la rivière Wilmot

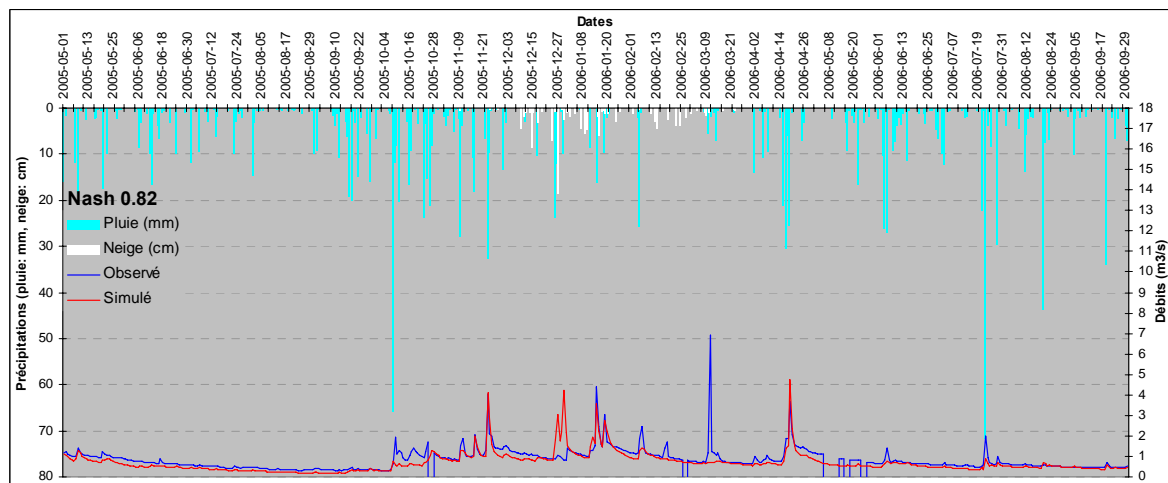


Figure 2.25 : Hydrogrammes simulé et observé pour la période de test (2005/05/01 à 2006/09/30) à la station WRM sur la rivière Wilmot

2.5.2 Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI)

Le *Carbofuran* est, tout comme sur le bassin de la Dunk, l'insecticide qui a été sélectionné pour la détermination du NPA sur le bassin de la Wilmot. L'arrosage a été simulé sur la période du 15 juin au 15 août. Le taux d'application maximum de 0,96 kg/ha-an, recommandé sur l'étiquette du Furadan 480F, a été réduit à 0,72/ha-an au cours du calage. Les mesures prises aux stations WRM, WR2, et WR3 au cours de l'été 2006 ont été utilisées pour le calage des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI). Le tableau 2.12 présente la superficie des sous-bassins en amont de ces stations, ainsi que l'occupation du sol pour l'année 2006. La figure 2.26 illustre les sous-bassins en amont des stations.

Tableau 2.12 : Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur la bassin de la Wilmot

Station	Superficie (ha)	Occupation du sol (%)					
		Urbain et route	Forêts	Milieus humides	Pâturages et foin	Céréales	Pommes de terre
WRM	4599	7	11	2	27	23	30
WR2	579	11	12	2	33	8	34
WR3	1566	8	11	1	37	19	24

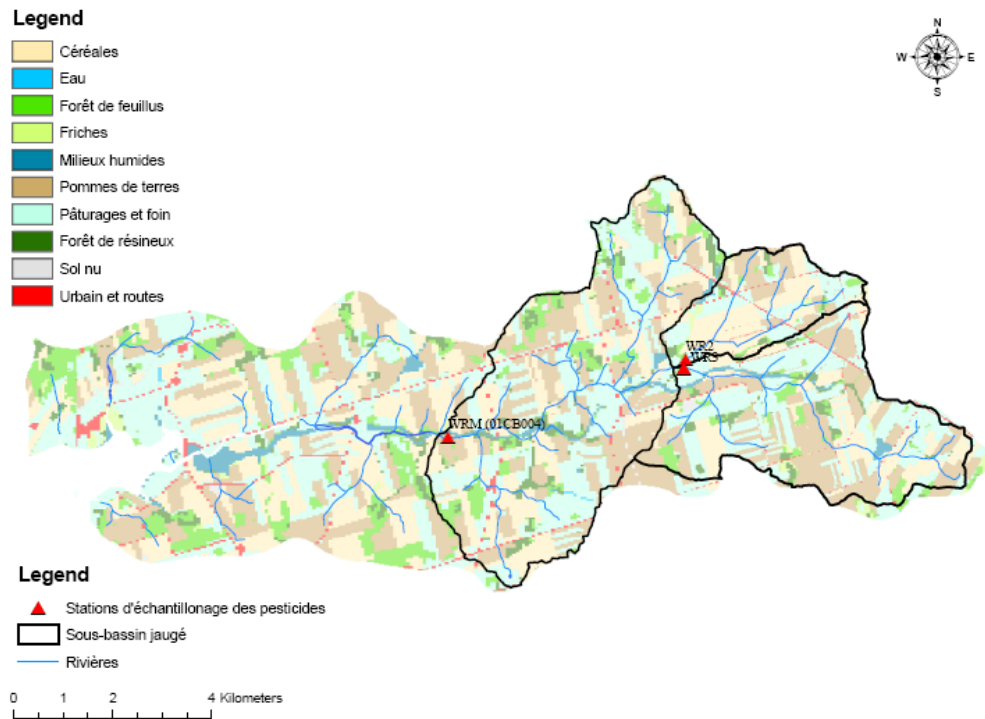


Figure 2.26 : Sous-bassins en amont des stations de mesures sur le bassin de la Wilmot

Les figures 2.27 à 2.29 montrent les concentrations simulées et les concentrations mesurées respectivement aux stations WRM, WR2, et WR3. Trois courbes ont été simulées avec des arrosages aléatoires différents afin de donner un aperçu de l'impact que ce facteur pouvait avoir sur les concentrations simulées. Tout comme pour les mesures sur la Dunk, les mesures sur la Wilmot sont prises ponctuellement lors de certains événements pluvieux, et il peut donc y avoir plus d'une mesure par jour. Par contre, les concentrations simulées représentent des moyennes journalières.

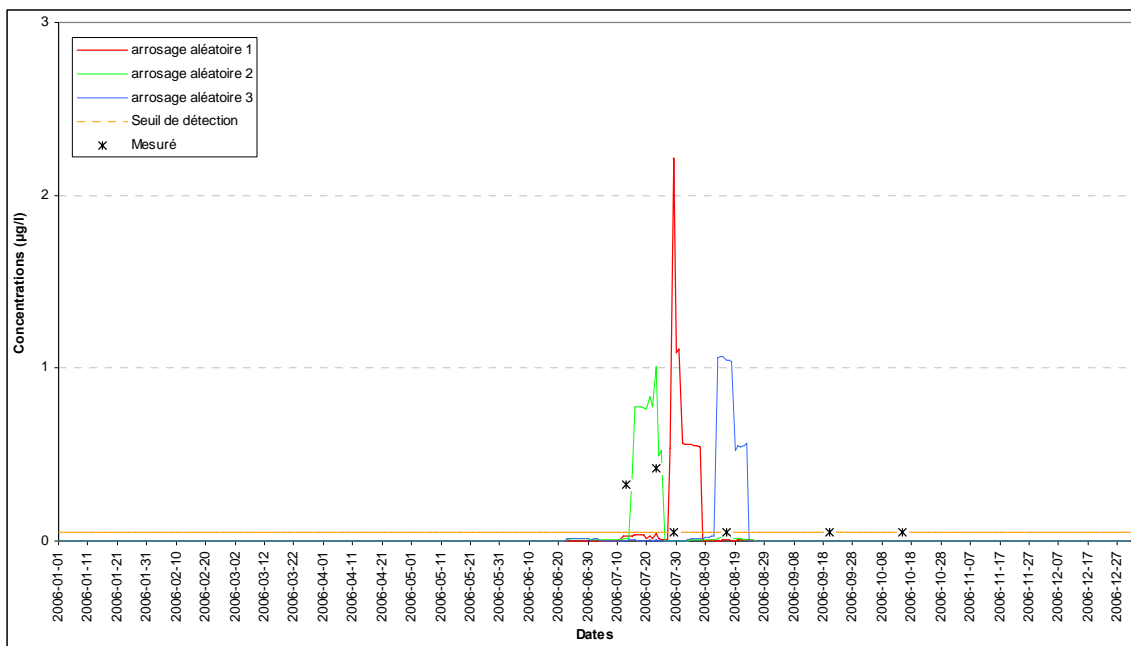


Figure 2.27 : Concentrations simulées et mesurées à la station WRM

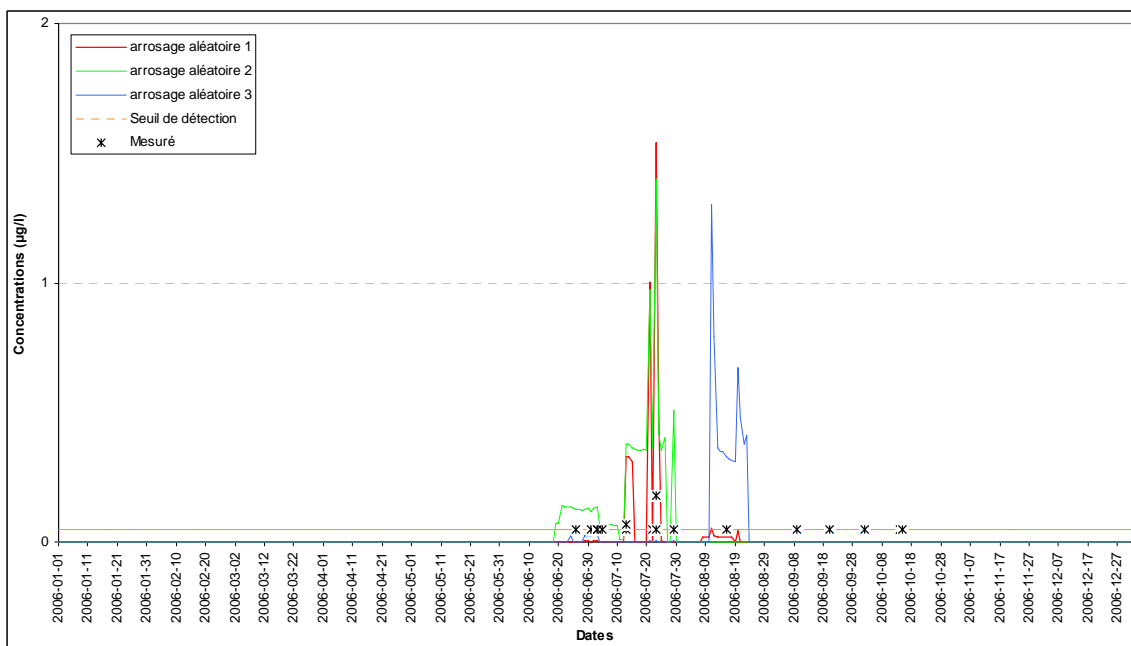


Figure 2.28 : Concentrations simulées et mesurées à la station WR2

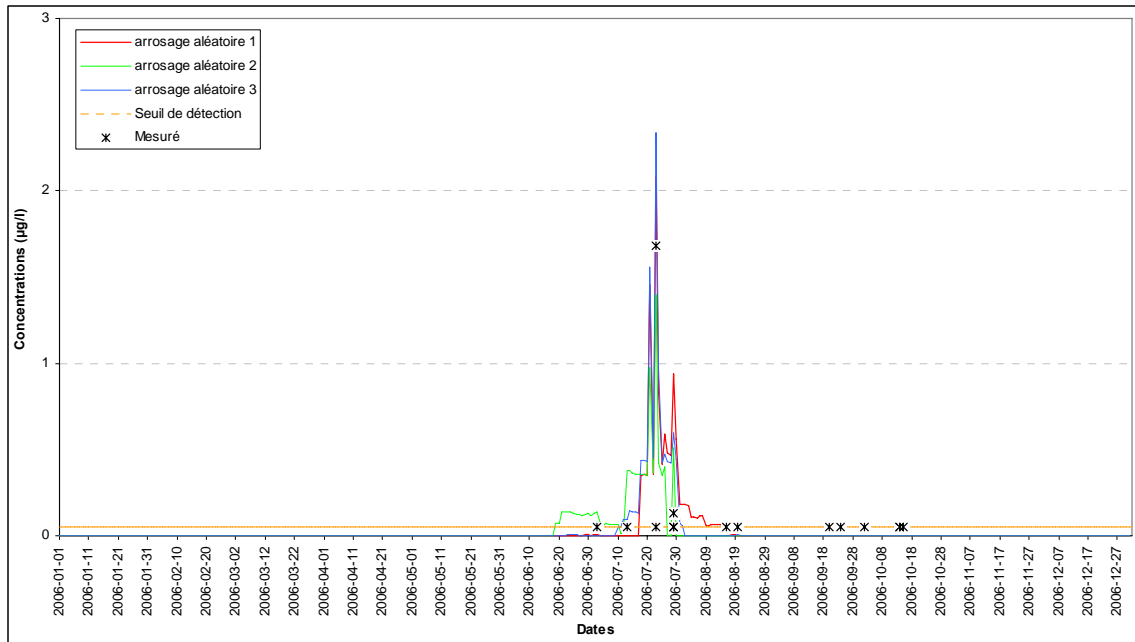


Figure 2.29 Concentrations simulées et mesurées à la station WR3

2.6 BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA

2.6.1 Application PHYSITEL

Le MNA utilisé pour modéliser le bassin de la rivière Yamaska couvre une superficie 4 856 km² et a une résolution de 50 m (Figure 2.30).

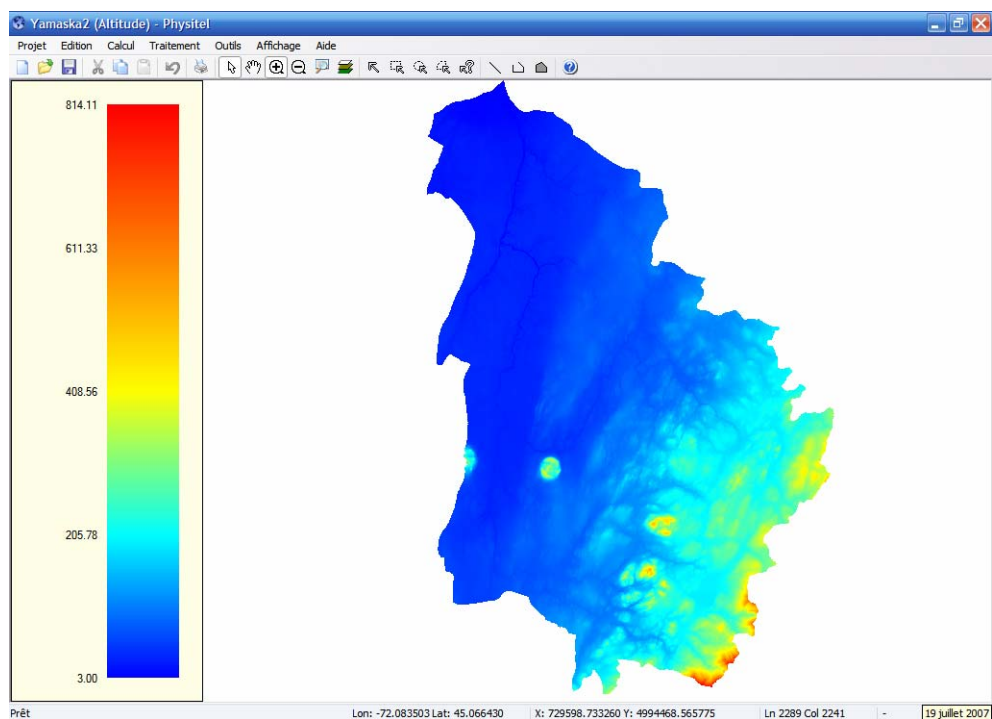


Figure 2.30 : MNA du bassin versant de la rivière Yamaska

La carte des occupations du sol a été créée en combinant l'information provenant du traitement d'images classifiées LANDSAT-7 produites en 2004 pour le sud du Québec avec l'information provenant de la base de données de cultures généralisées (BDCG) de la Financière agricole du Québec pour l'année 2006. La figure 2.31 illustre la carte d'occupation du sol qui a été utilisée, alors que la figure 2.32 montre la proportion occupée par chaque classe d'occupation sur cette carte. Les activités agricoles couvrent 54 % du bassin versant et sont dominées par la culture du maïs, du foin et du soya, qui occupent respectivement 21 %, 13 % et 6 % du bassin de la Yamaska.

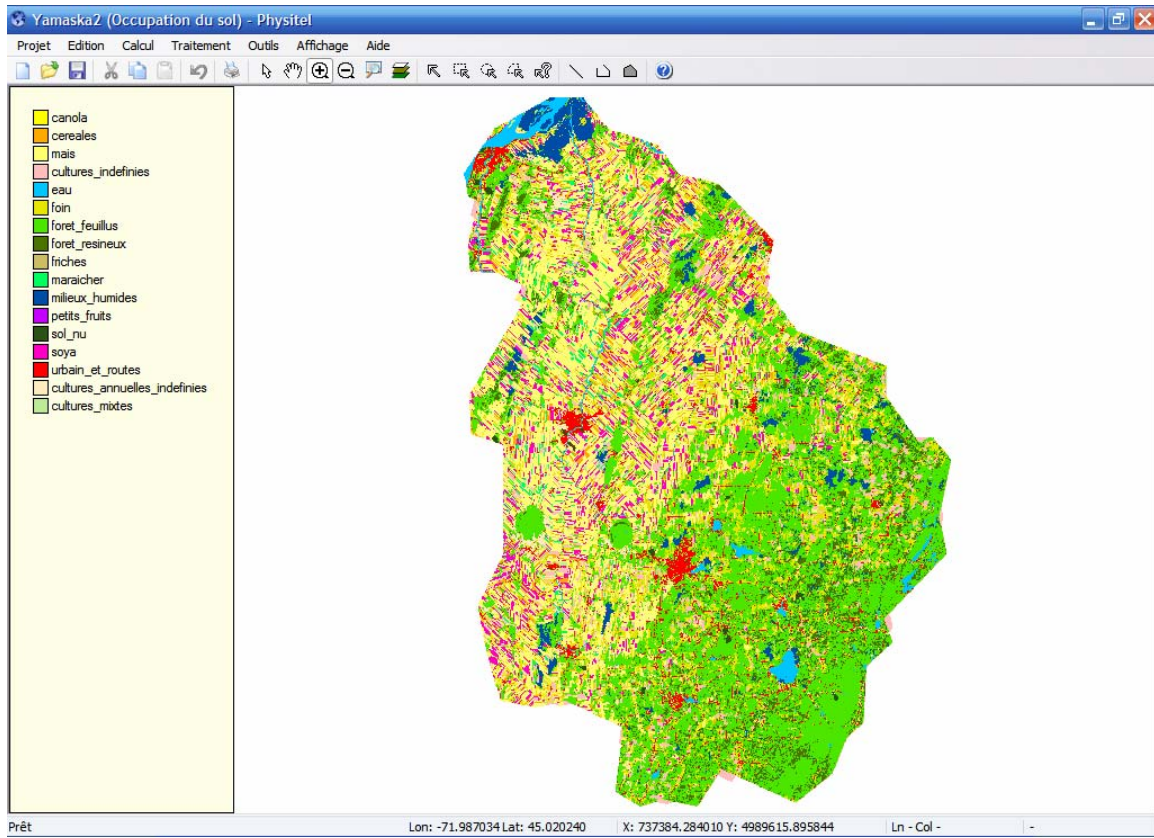


Figure 2.31 : Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière Yamaska

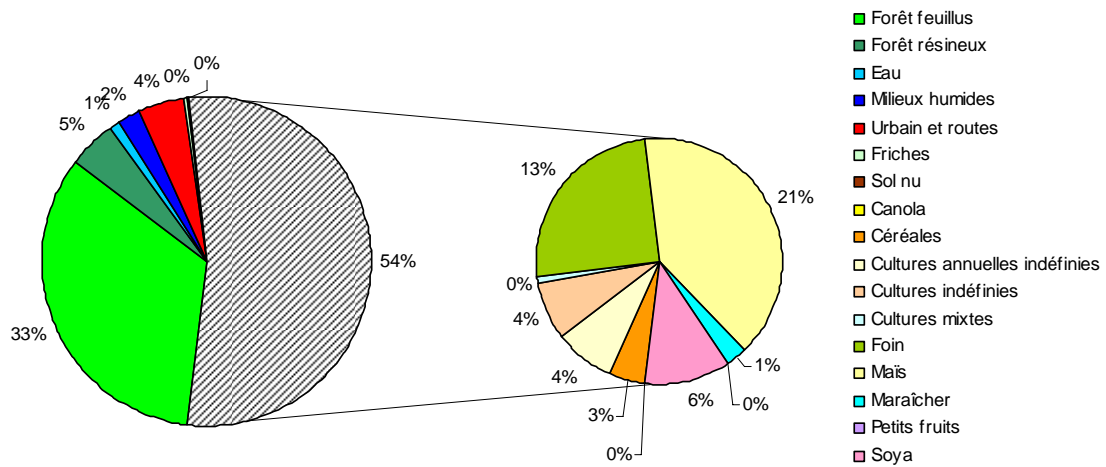


Figure 2.32 : Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la figure 2.31)

La carte des types de sol a été construite à partir des feuillets pédologiques et des bases de données fournies par l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). La figure 2.33 qui présente les classes texturales des sols du bassin de la Yamaska, montre que le loam y domine avec le sable, et qu'une bande d'argile traverse le bassin du nord au sud.

Le bassin de la Yamaska a été discrétisé en 1960 USS d'une superficie moyenne de 240 ha, tel qu'illustré à la figure 2.34.

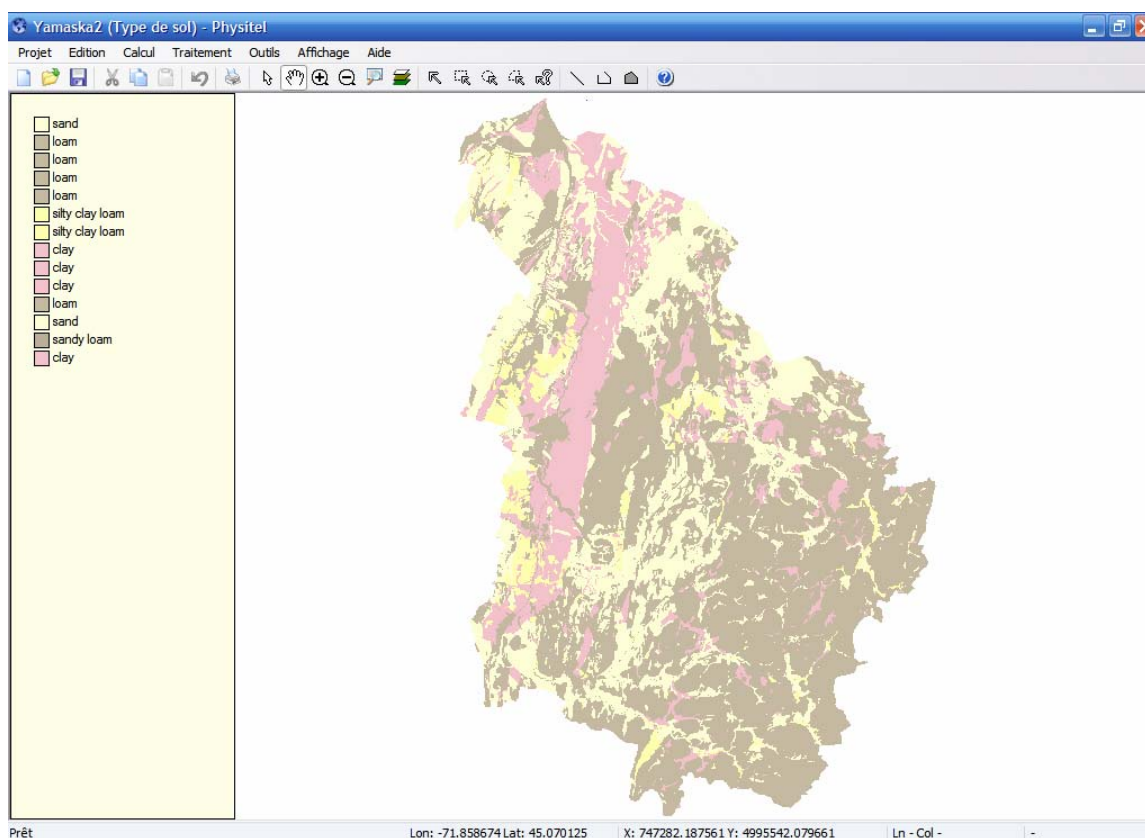


Figure 2.33 : Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière Yamaska

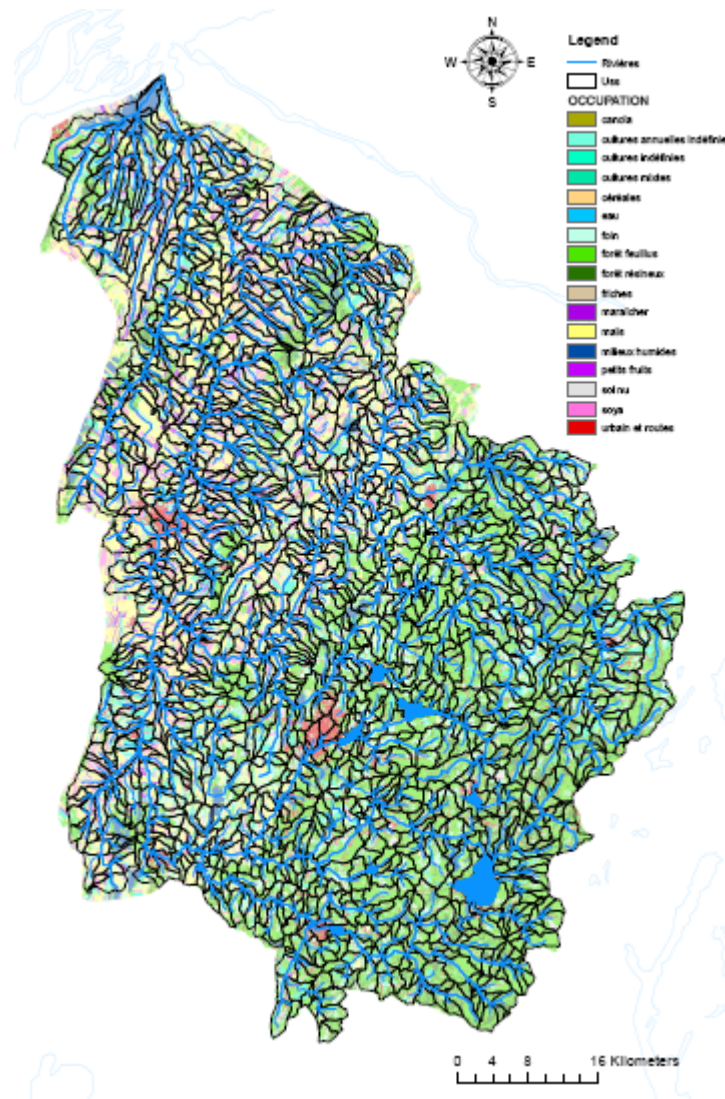


Figure 2.34 : Discretisation du bassin de la Yamaska en 1960 USS (superficie moyenne d'une USS : 240 ha)

Les stations météorologiques et hydrométriques utilisées pour l'application HYDROTEL sur le bassin de la Yamaska ont été fournies par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Ces données ont été fournies sur un pas de temps de 3 heures. Des données journalières supplémentaires provenant du site web d'EC ont été ajoutées à cette liste. Le tableau 2.12 dresse la liste des stations météorologiques qui ont été utilisées. Le tableau 2.14 procède de la même façon pour les stations hydrométriques, et la figure 2.35 illustre leurs localisations par rapport au bassin de la Yamaska.

Tableau 2.13 : Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Yamaska

Station	Nom	Pas de temps	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Couverture	
			°N	°W		début	fin
7022579	Frelighsburg	3 hrs	-72.8627	45.0538	151	15/01/1998	14/11/2006
7025442	Nicolet	3 hrs	-72.6572	46.2258	7	01/01/1998	14/11/2006
7027736	Saint-Simon	3 hrs	-72.8403	45.7158	40	31/01/1998	14/11/2006
7028284	Stukely	3 hrs	-72.2650	45.3658	358	01/09/1997	14/11/2006
7029230	Zéphirin	3 hrs	-72.6600	46.0425	45	01/09/1997	14/11/2006
7028B81	Stanstead- Est	3 hrs	-72.0667	45.0500	281	12/11/1997	14/11/2006
702LED4	L'Acadie St-Hyacinthe	3 hrs	-73.3494	45.2939	44	01/01/1998	14/11/2006
7027361	2	Jour	-72.9167	45.5667	33	01/01/1995	31/12/2005
7022375	Fleury	Jour	-73.0000	45.8000	31	01/01/1995	31/12/2005
7027302	St-Guillaume	Jour	-72.7667	45.8833	44	01/01/1995	31/12/2005
7027588	St-Nazaire	Jour	-72.6167	45.7500	69	01/01/1995	31/12/2005
7022320	Farnham	Jour	-72.9333	45.3000	68	01/01/1995	31/12/2005
7022800	Granby	Jour	-72.7000	45.3833	175	01/01/1995	31/12/2005
7020840	Brome	Jour	-72.6000	45.1667	205	01/01/1995	31/12/2005

Tableau 2.14 : Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Yamaska

Station	Nom	pas de temps	Longitude	Latitude	Couverture	
			°W	°N	début	fin
30302	Yamaska 1	3 hrs	-72.97	45.28	01/01/1995	17/04/2007
30304	Noire	3 hrs	-72.90	45.50	01/01/1995	17/04/2007
30309	Yamaska Nord 1	3 hrs	-72.62	45.42	01/01/1995	17/04/2007
30314	Yamaska Sud-Est	3 hrs	-72.75	45.20	01/01/1995	18/04/2007
30343	Yamaska Nord 2	3 hrs	-72.52	45.35	01/01/1995	18/04/2007
30345	Yamaska 2	3 hrs	-72.93	45.62	01/01/1995	17/04/2007
CHOINI	Barrage Choinière	3 hrs	72.62	45.42	01/10/1999	14/12/2003
30316	David	jour	-72.87	45.96	01/01/1995	12/03/2007
30340	Yamaska Nord 3	jour	-72.78	45.36	01/01/1995	15/03/2007
30335	Yamaska Nord 4	jour	-72.50	45.39	01/01/1995	24/07/2007
30348	Runnels	jour	-72.64	45.60	14/06/2000	19/03/2007
30349	Sud-Ouest	jour	-73.03	45.38	28/06/2000	01/29/2007
Exutoire	Exutoire	jour	-72.95	46.08	01/01/2003	31/03/2007

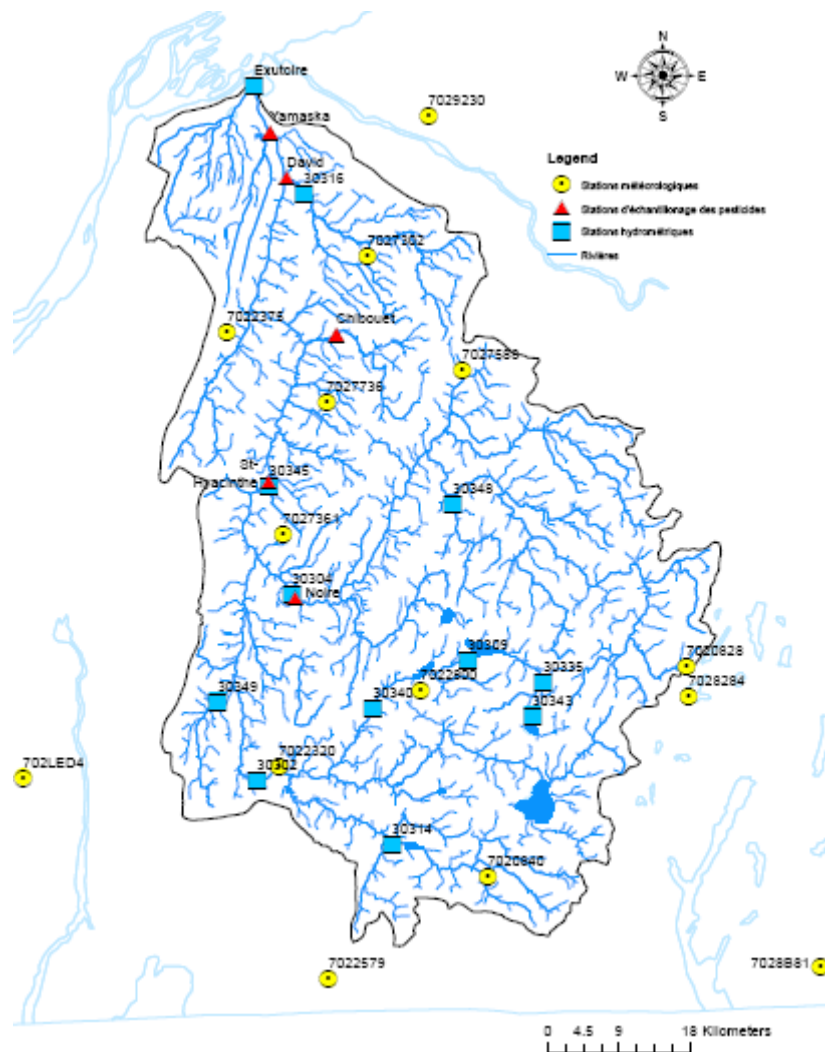


Figure 2.35 : Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière Yamaska

2.6.2 Application HYDROTEL

Le calage d'HYDROTEL sur le bassin de la Yamaska s'est fait par sous-bassins. Neuf sous-bassins ont été constitués en regroupant plusieurs USS de façon à leur appliquer un jeu de paramètre uniforme. Le choix du regroupement des USS s'est fait en fonction des stations hydrométriques présentes sur le bassin, de façon à pouvoir comparer les débits mesurés et simulés. Les données météorologiques et hydrométriques de 2003 à 2007 ont été utilisées pour le calage, puisque c'est sur cette période que nous possédions les estimations de débit à l'exutoire du bassin. La période de 2002/10/01 à 2005/09/30, soit trois ans, a été utilisée comme période de calage, alors que le test a été effectué sur deux ans, du 2005/10/01 au 2006/09/30. Les coefficients de Nash obtenus par rapport aux débits estimés à l'exutoire

sont de 0,70 pour la période de calage, et de 0,76 pour la période de test. Les apports ont été sous-estimés de 16 % et 12 % pour ces mêmes périodes par rapport aux apports estimés. Les figures 2.36 et 2.37 montrent les hydrogrammes observé et simulé pour les périodes de calage et de test.

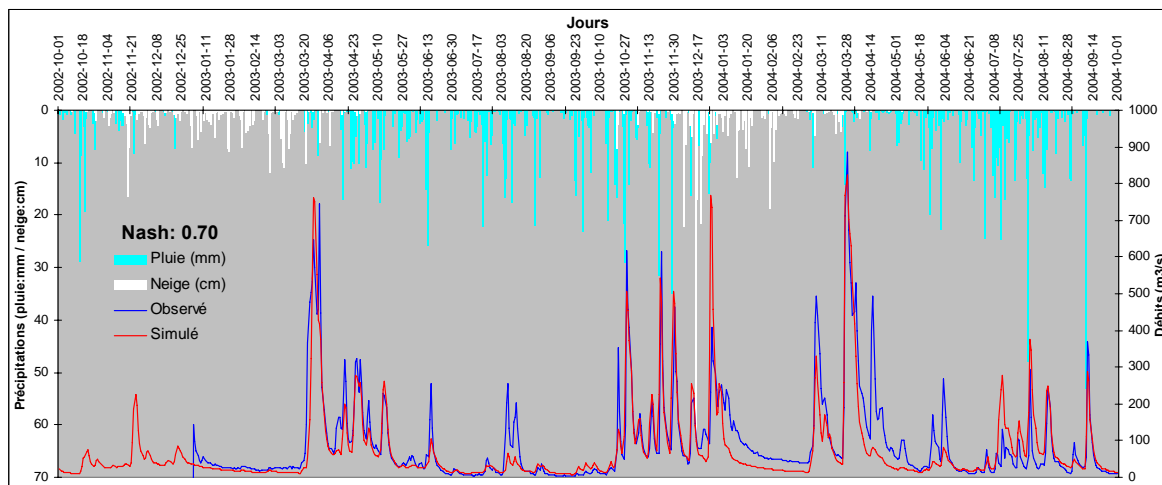


Figure 2.36 : Hydrogrammes simulé et estimé pour la période de calage (2002/10/01 à 2004/09/30) près de l'exutoire de la Yamaska

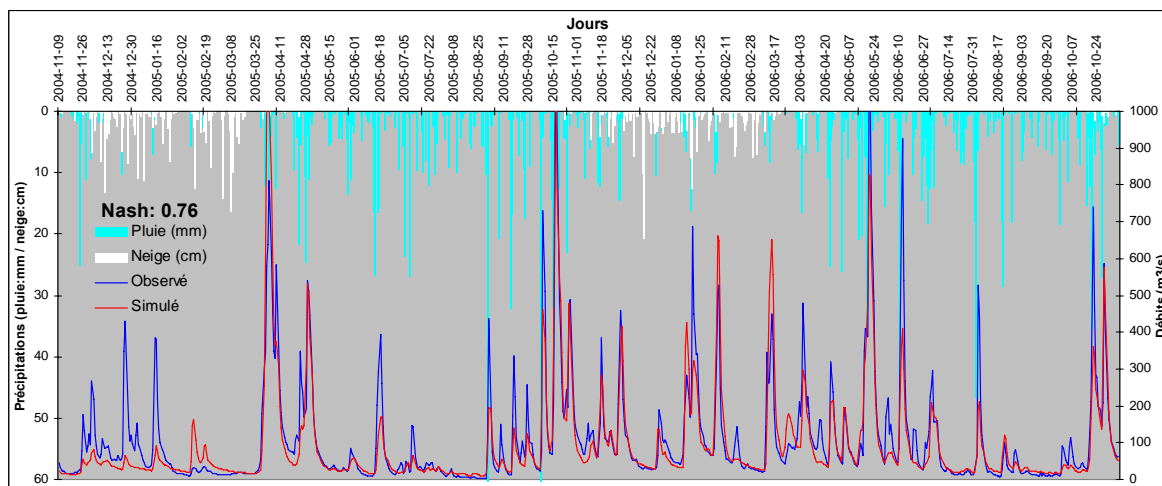


Figure 2.37 : Hydrogrammes simulé et estimé pour la période de test (2002/10/01 à 2004/09/30) près de l'exutoire de la Yamaska

2.6.3 Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI)

À l'issue d'une réunion tenue le 14 mars 2007 avec les collaborateurs d'EC et du CSL, ainsi qu'avec le responsable INÉNA du bassin de la Yamaska, les trois pesticides suivants ont été sélectionnés pour la détermination des NPA : *Atrazine*, *Métolachlor* et *Glyphosate*. La période d'arrosage de ces herbicides a été établie entre le 20 mai et le 15 juillet. Les taux d'application pour des pesticides ont été déterminés par l'équipe du Dr. Laurier Poissant dans son rapport technique : « *Sommaire du milieu physique, modes de cultures et estimation des taux d'application des pesticides sur le bassin de la rivière Yamaska* ». Les taux appliqués sont ainsi de 0,970 kg/ha-an d'*Atrazine* sur les champs de maïs, de 1,603 kg/ha-an et 2,148 kg/ha-an de *Métolachlor* sur les champs de maïs, et de soya respectivement. Pour le *Glyphosate*, les taux ont été de 0,827 kg/ha-an sur les champs de maïs, de 0,890 kg/ha-an sur les champs de soya, de 0,890 kg/ha-an sur les champs de canola, et de 1,440 kg/ha-an sur les champs de foin.

Les mesures prises aux stations Yamaska, St-Hyacinthe, Noire, et Chibouet, au cours de l'été 2006, ont été utilisées pour le calage des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI). Le tableau 2.15 présente la superficie des sous-bassins en amont de chacune de ces stations, ainsi que l'occupation du sol pour l'année 2006. La figure 2.38 illustre ces sous-bassins.

Tableau 2.15 : Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Yamaska

Station	Superficie (ha)	Occupation du sol (%)									
		Eau	Urban et route	Forêts	Milieux humides	Pâturages et foin	Céréales	Maïs	Soya	Marâcher	Cultures indéfinies
Yamaska	447331	1	4	39	2	14	3	21	6	1	8
St-Hyacinthe	328359	1	5	47	2	15	2	14	4	1	8
Noire	147976	0	4	48	3	17	2	13	4	0	8
Chibouet	12640	0	2	17	3	14	3	39	14	1	7

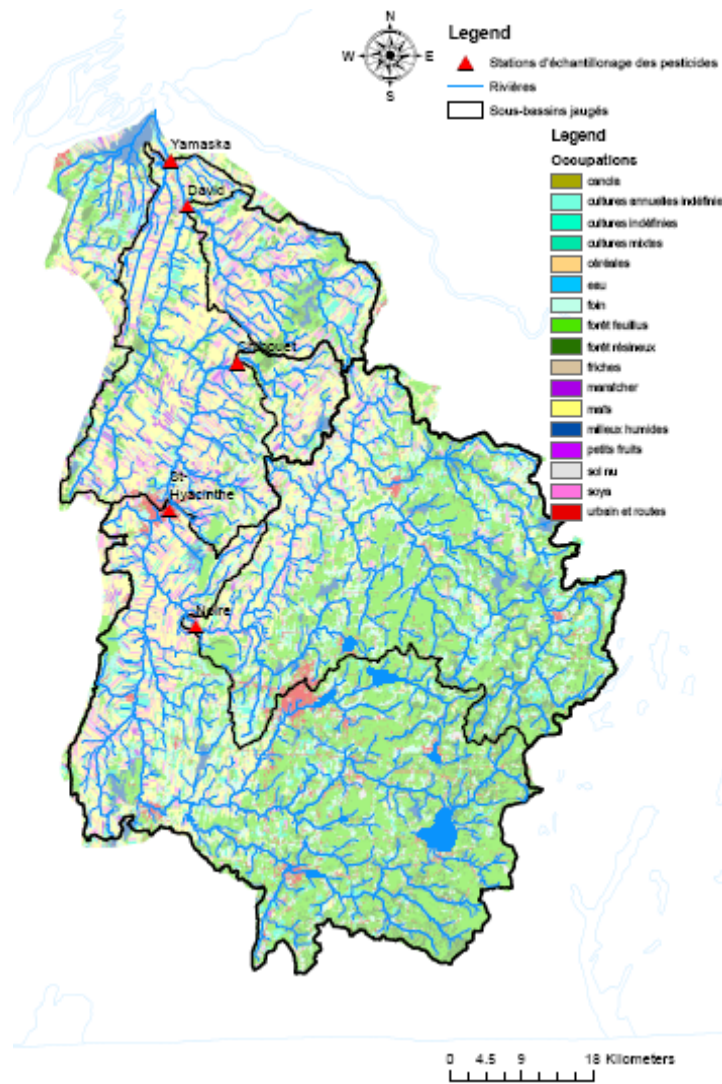


Figure 2.38 : Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Yamaska

Les figures 2.39 à 2.42 montrent les concentrations simulées et les concentrations mesurées d'*Atrazine*, respectivement aux stations Yamaska, St-Hyacinthe, Noire et Chibouet pour l'année 2006. Les figures 2.43 à 2.46 montrent ces mêmes concentrations pour le metolachlor pour l'année 2006 également. Puisque les mesures de *Glyphosate* n'étaient pas disponibles pour 2006, les figures 2.47 à 2.49 montrent les concentrations de glyphosate simulées et mesurées pour toutes les stations énumérées précédemment, à l'exception de la Chibouet où il n'y avait pas de mesures pour l'année 2007. Bien que les concentrations de *Glyphosate* aient été simulées à partir de la carte d'occupation du sol de 2006, une analyse par rapport à la base de données BDGC 2007 révèle qu'il n'y a eu qu'un gain total de 25 km² de superficie pour la culture du maïs, et un gain de moins de 1 km² pour la culture des céréales sur l'ensemble du bassin de la

Yamaska en 2007, par rapport à 2006. En faisant l'hypothèse que la répartition de ces deux types de cultures, sur lesquelles se fait l'arrosage du *Glyphosate*, n'est pas significativement différente sur les sous-bassins en amont des stations de mesure, on peut raisonnablement supposer que les concentrations de pesticides simulées avec la carte des occupations du sol de 2006 soient similaires à celles qui auraient pu être simulées avec une carte des occupations pour l'année 2007. Pour toutes ces figures (Figures 2.39 à 2.49), trois courbes de concentrations simulées avec des arrosages aléatoires différents se retrouvent sur chacun des graphiques afin de donner un aperçu de l'impact que ce facteur pouvait avoir sur les concentrations simulées.

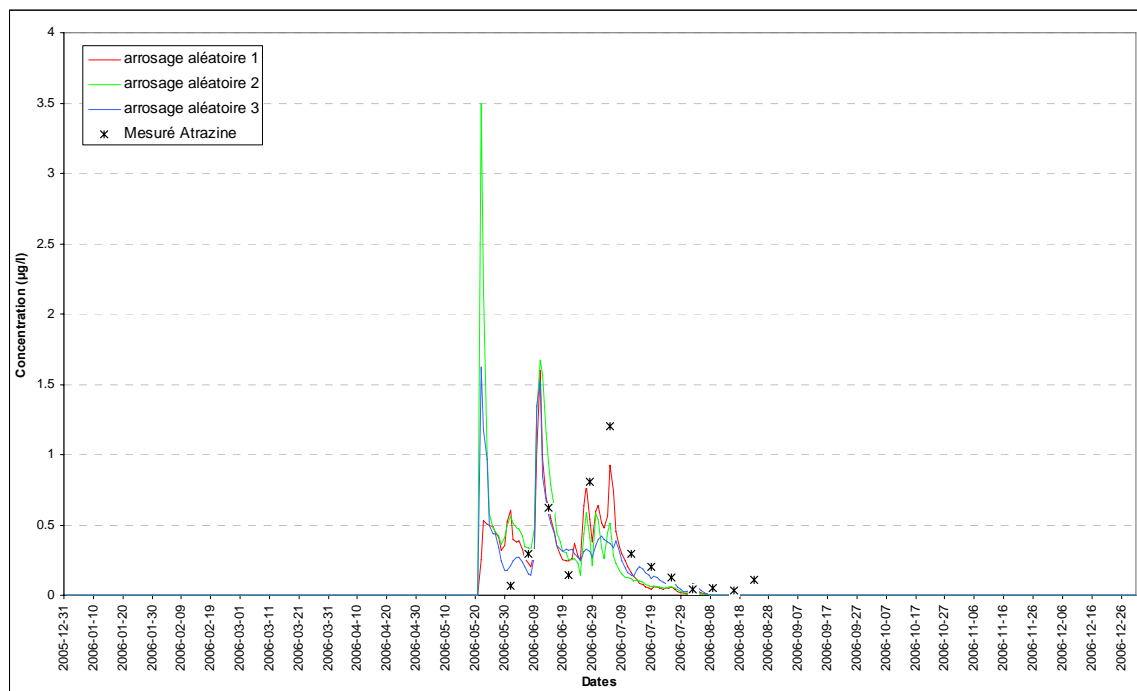


Figure 2.39 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2006

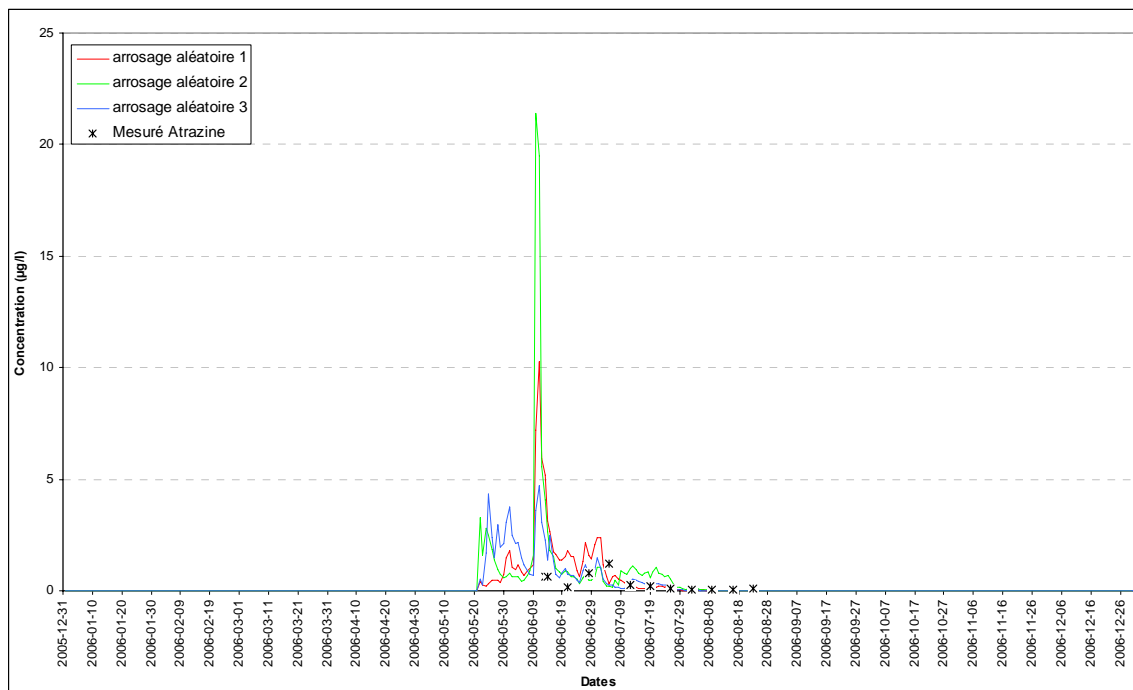


Figure 2.40 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2006

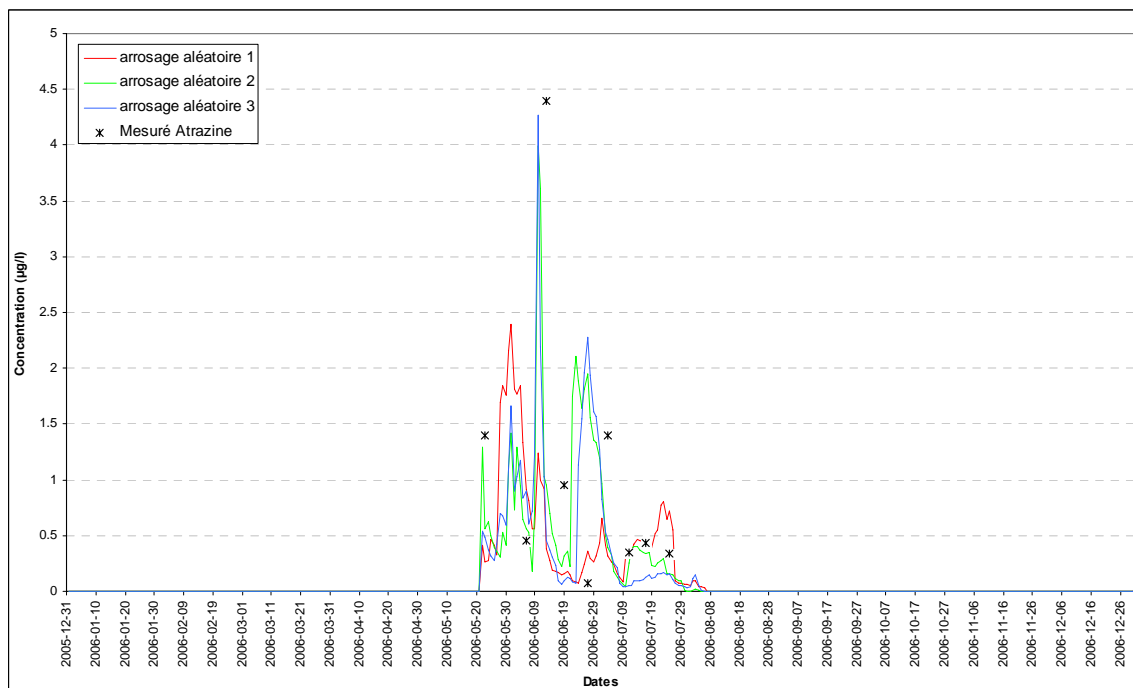


Figure 2.41 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2006

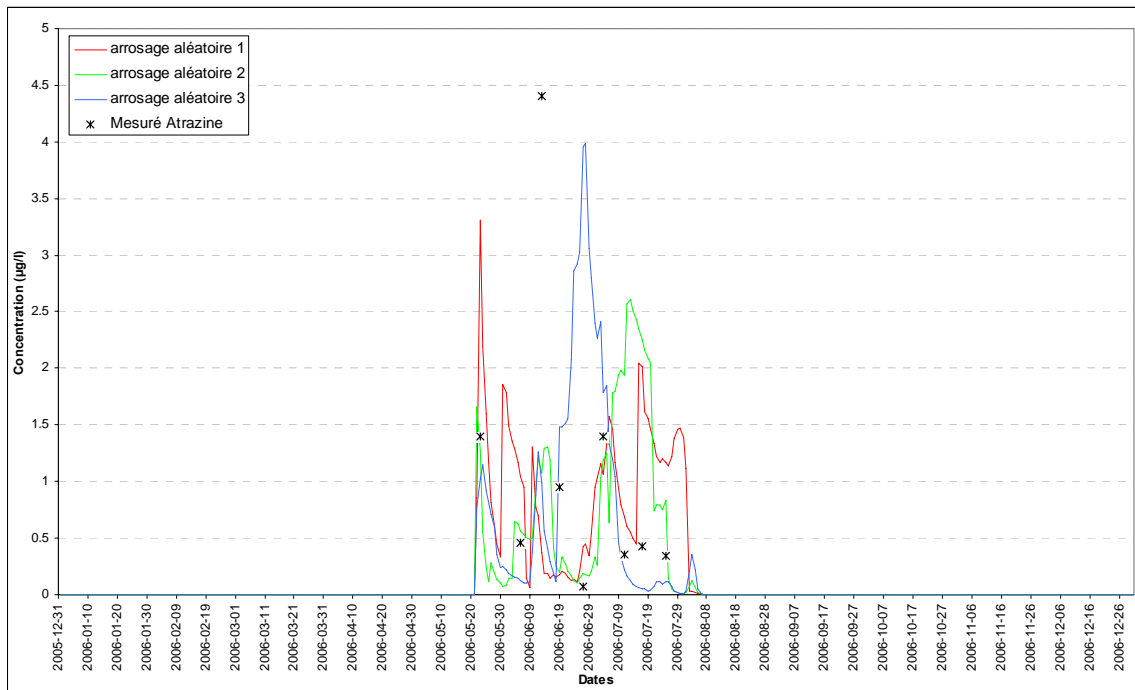


Figure 2.42 : Concentrations d'*Atrazine* simulées et mesurées à la station Chibouet pour l'année 2006

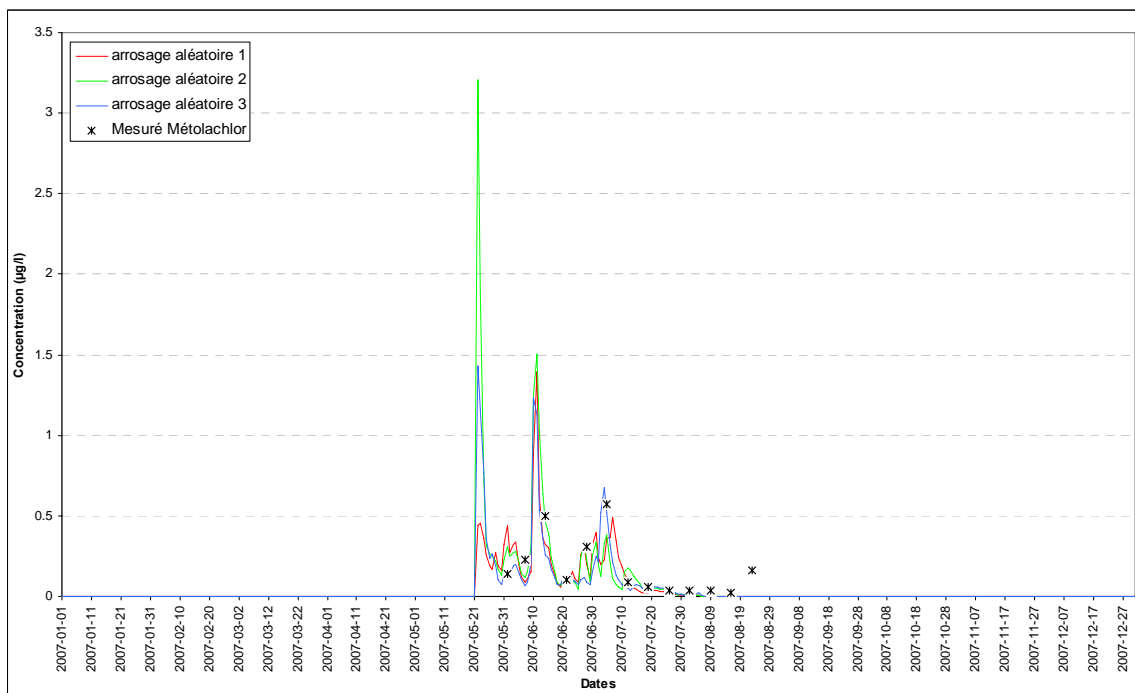


Figure 2.43 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2006

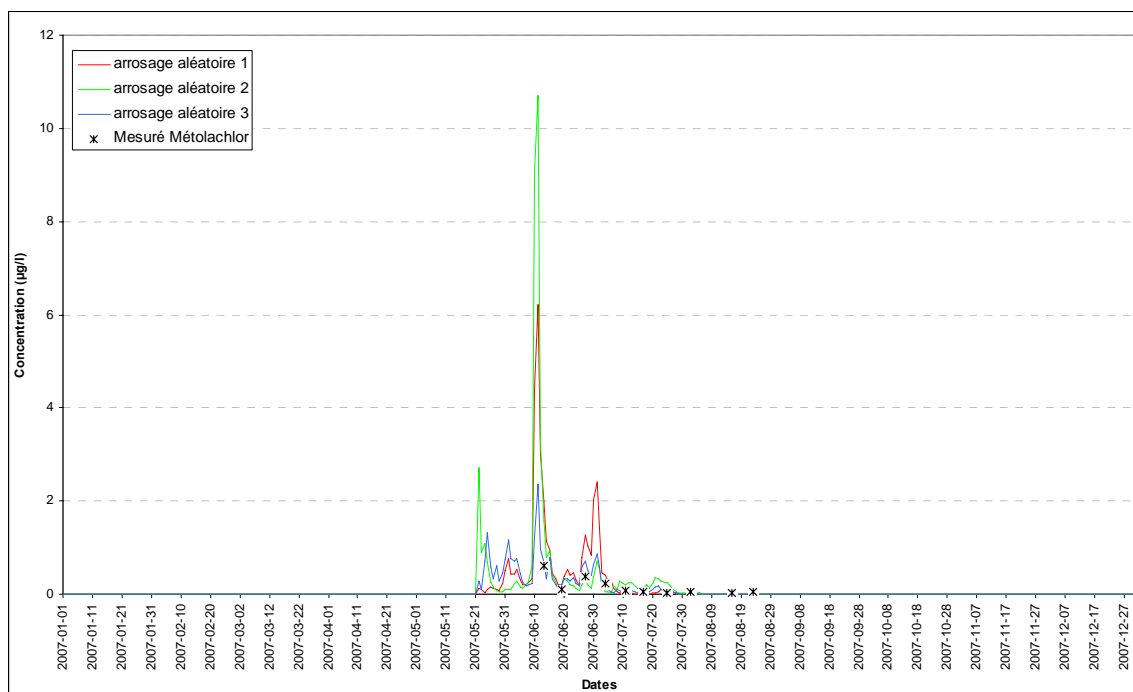


Figure 2.44 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2006

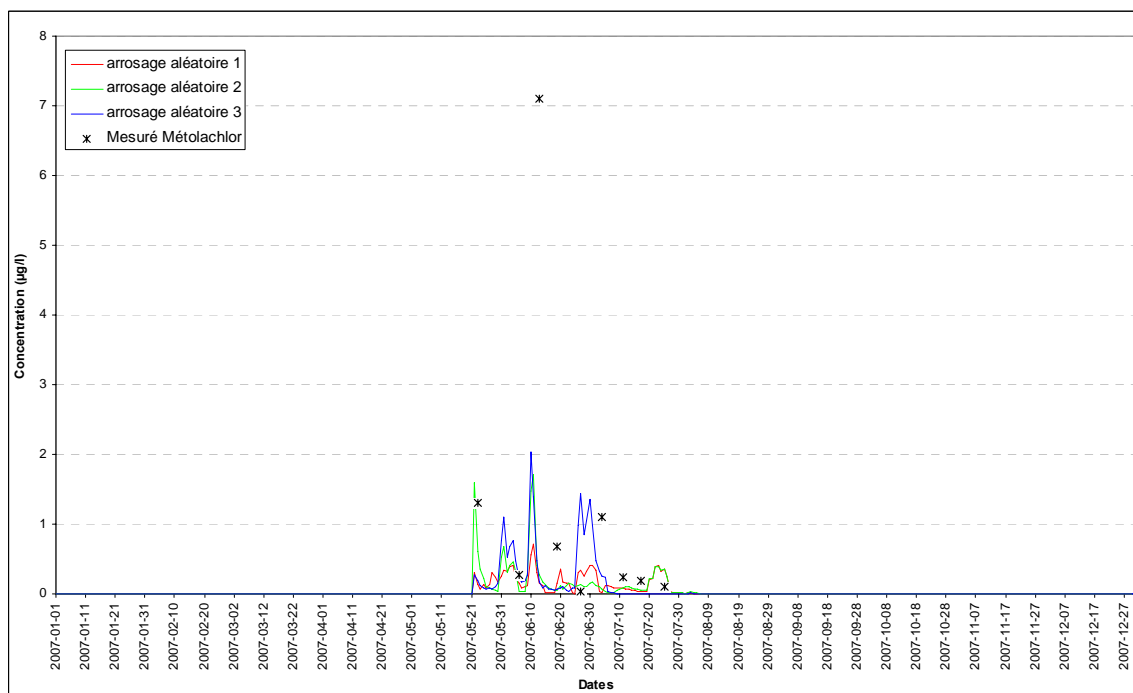


Figure 2.45 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2006

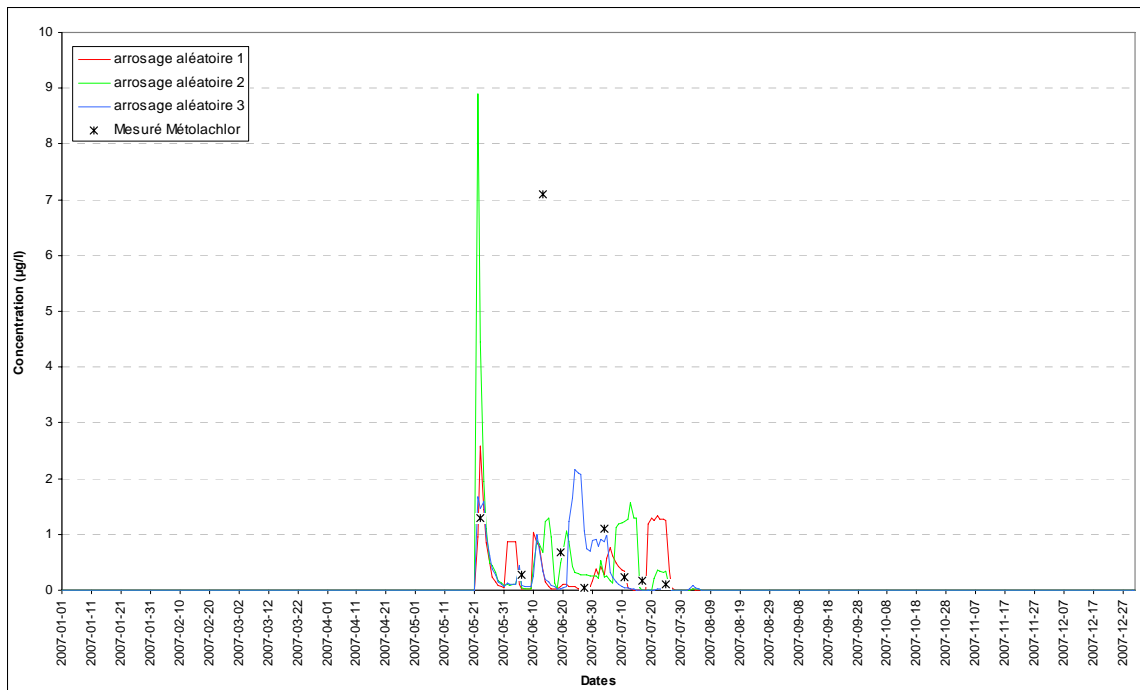


Figure 2.46 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station Chibouet pour l'année 2006

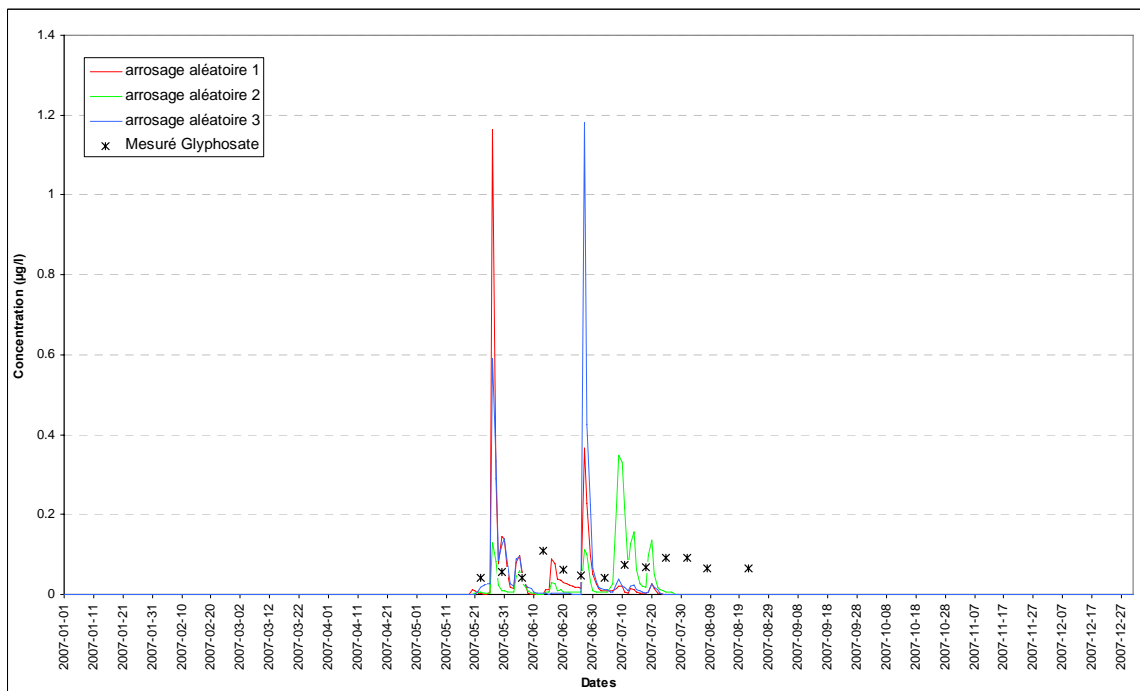


Figure 2.47 : Concentrations de *Glyphosate* simulées et mesurées à la station Yamaska pour l'année 2007

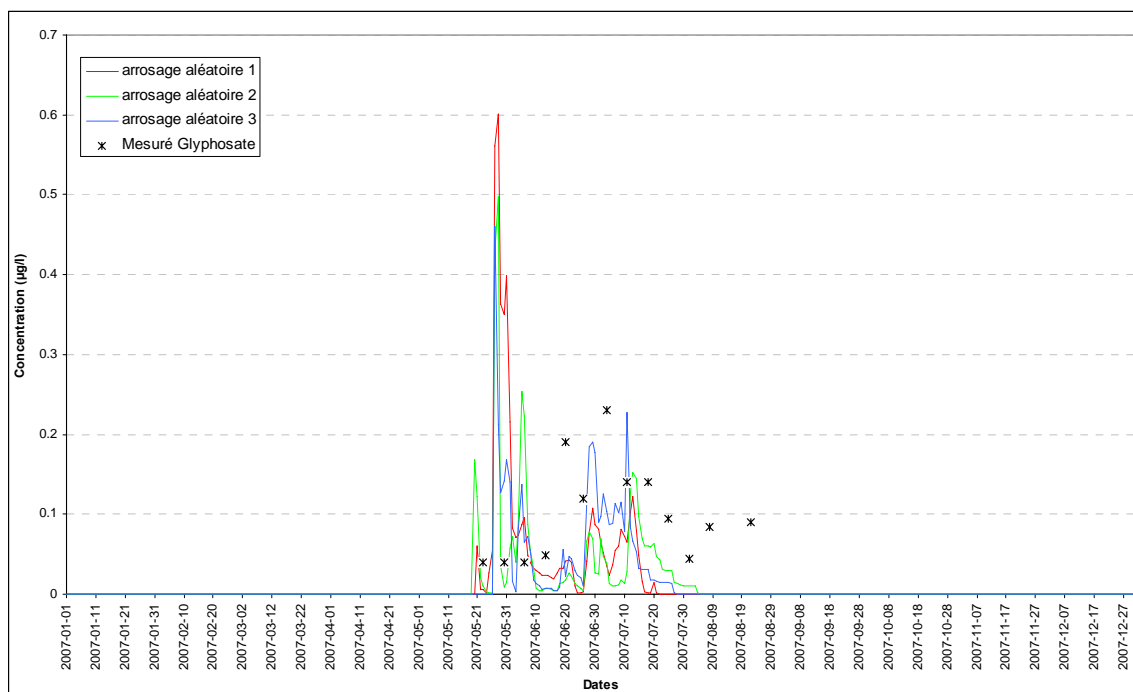


Figure 2.48 : Concentrations de *Glyphosate* simulées et mesurées à la station St-Hyacinthe pour l'année 2007

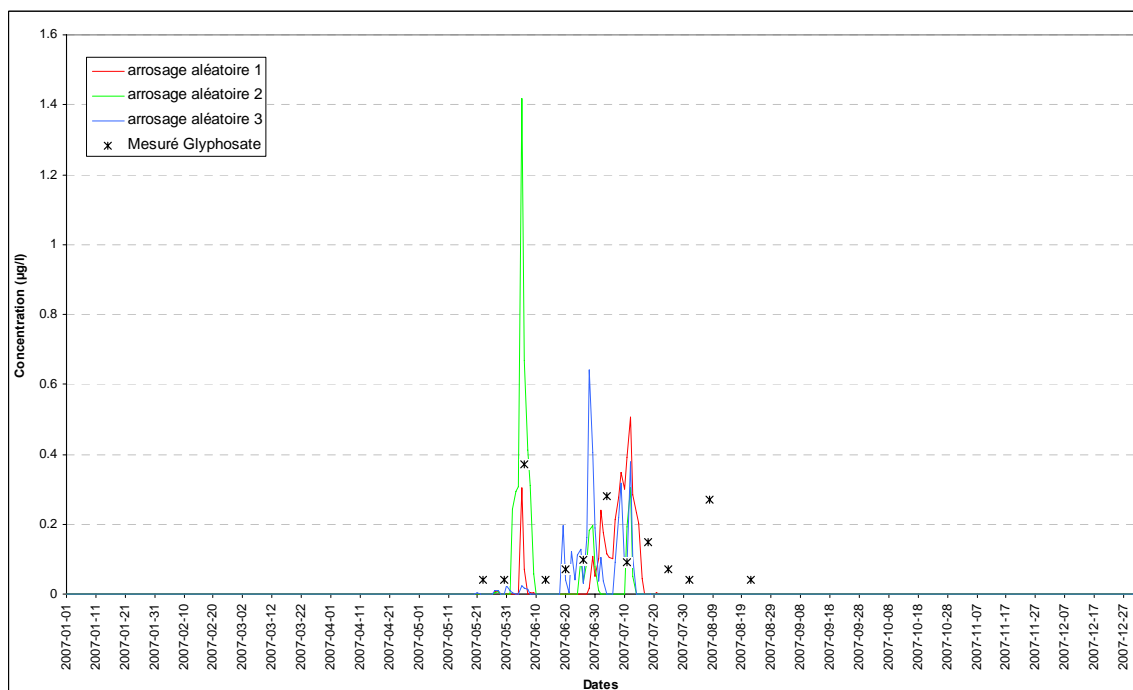


Figure 2.49 : Concentrations de *Glyphosate* simulées et mesurées à la station Noire pour l'année 2007

2.7 BASSINS DE LA RIVIÈRE SOUTH NATION (ONT)

2.7.1 Application PHYSITEL

La figure 2.50 illustre le MNA du bassin versant de la rivière South Nation, d'une résolution de 50 m et d'une superficie de 3 821 km².

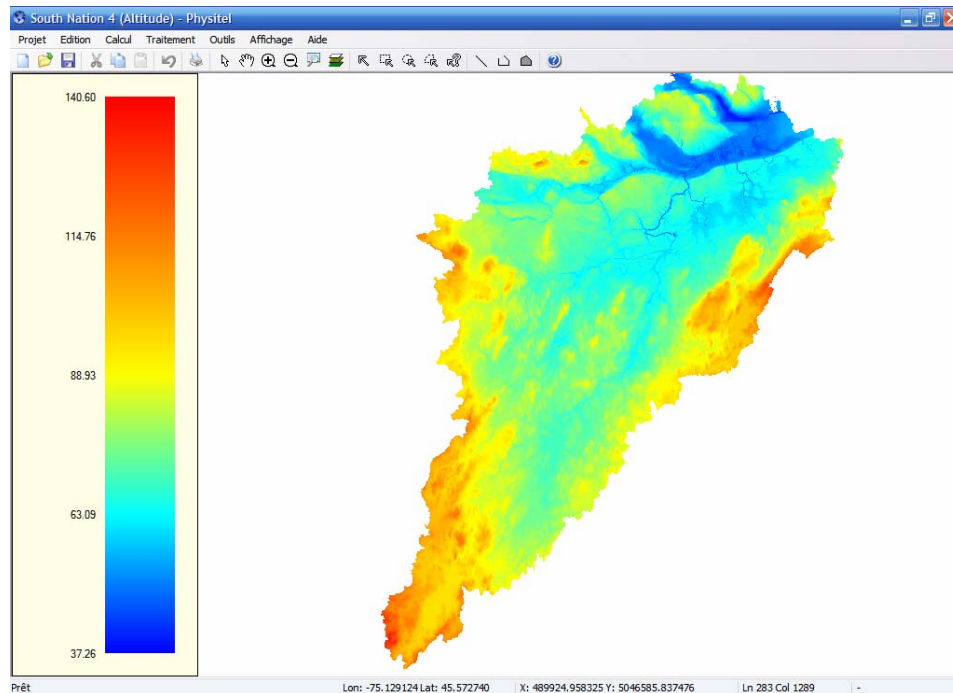


Figure 2.50 : MNA du bassin versant de la rivière South Nation

La carte des occupations du sol a été créée en combinant l'information provenant de différents traitements d'images satellite. Une matrice des occupations comprenant neuf classes (cropland, developed, forage, pasture, shrubland, vegetation, water and wetland), avec une résolution de 25 m nous a d'abord été transmise par AAC. Cette matrice a été produite avec une image satellite prise en 2005. La classe « cropland » a ensuite été redéfinie à partir d'une autre matrice, fournie par le Dr. Heather McNairn d'AAC. Cette matrice, d'une résolution de 50 m, couvrait partiellement le bassin et provenait de traitement d'images définissant les occupations agricoles pour l'année 2006. Certaines zones agricoles non couvertes par la matrice de 2006 (représentant 4 % de l'occupation agricole totale) n'ont toutefois pas pu être redéfinies. Des occupations agricoles aléatoires leur ont été assignées en se basant sur la proportion occupée par chaque type de culture pour la région de l'est de l'Ontario selon le recensement des terres agricoles de 2006 (Statistique Canada). La figure 2.51 illustre la carte d'occupation qui a été utilisée, alors que la figure 2.52 montre la proportion occupée par chaque classe d'occupation

du sol sur cette carte. Les activités agricoles couvrent 61 % du bassin versant et sont dominées par la culture du foin, qui occupe 27 % du bassin, ainsi que du maïs, et du soya, qui occupent chacune 11 % du bassin versant.

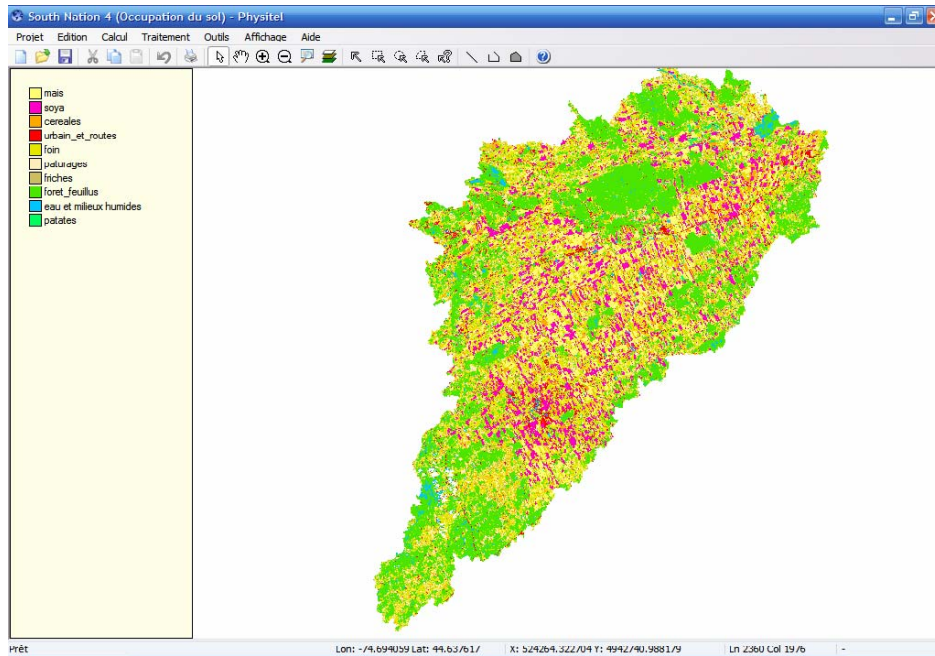


Figure 2.51 : Matrice des occupations du sol du bassin versant de la rivière South Nation

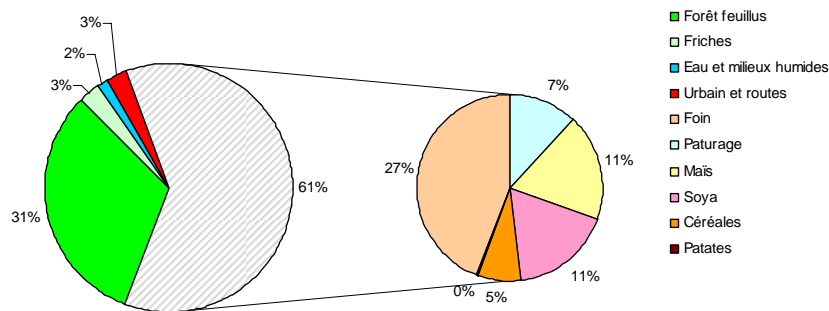


Figure 2.52 : Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la figure 2.51)

La carte des types de sol a été construite à partir de la table des attributs de polygones et la table des composantes de la carte des pédo-paysages du Canada (PPC v3.1), produite par AAC et disponible sur le site web du Système d'information sur les sols du Canada (<http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/slc/v3.1>). Une classe texturale a été attribuée à chaque

polygone de cette carte en faisant une moyenne pondérée de la proportion de sable, de limon et d'argile présente sur toute la superficie du polygone et dans les trois couches de sol définies par la table des composantes. La carte ainsi produite est illustrée à la figure 2.53.

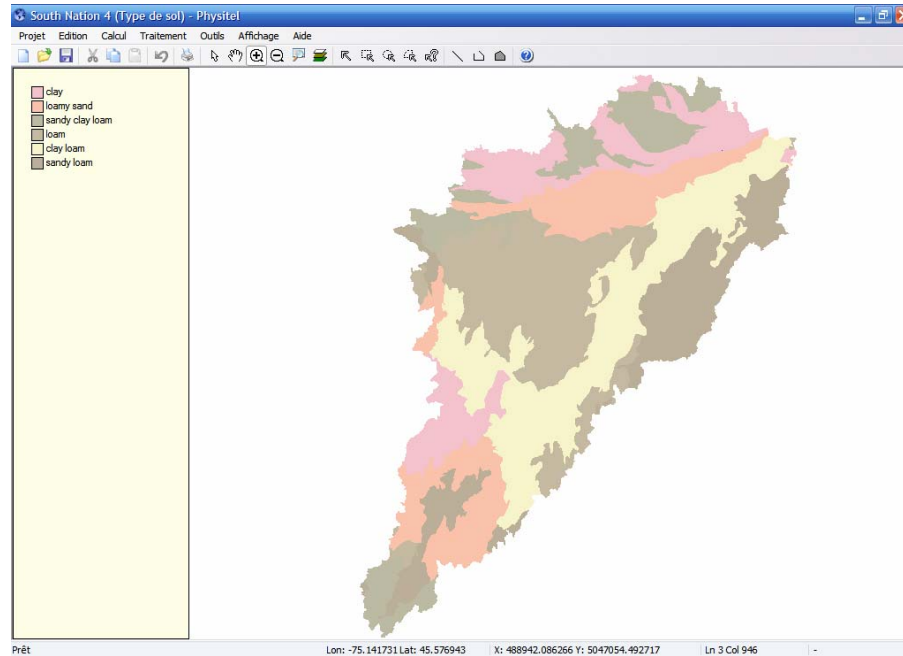


Figure 2.53 : Matrice des types de sol du bassin versant de la rivière South Nation

Le bassin de la South Nation a été discrétisé en 1 550 USS d'une taille moyenne de 250 ha. La figure 2.54 illustre les 1 550 USS ainsi été définies.

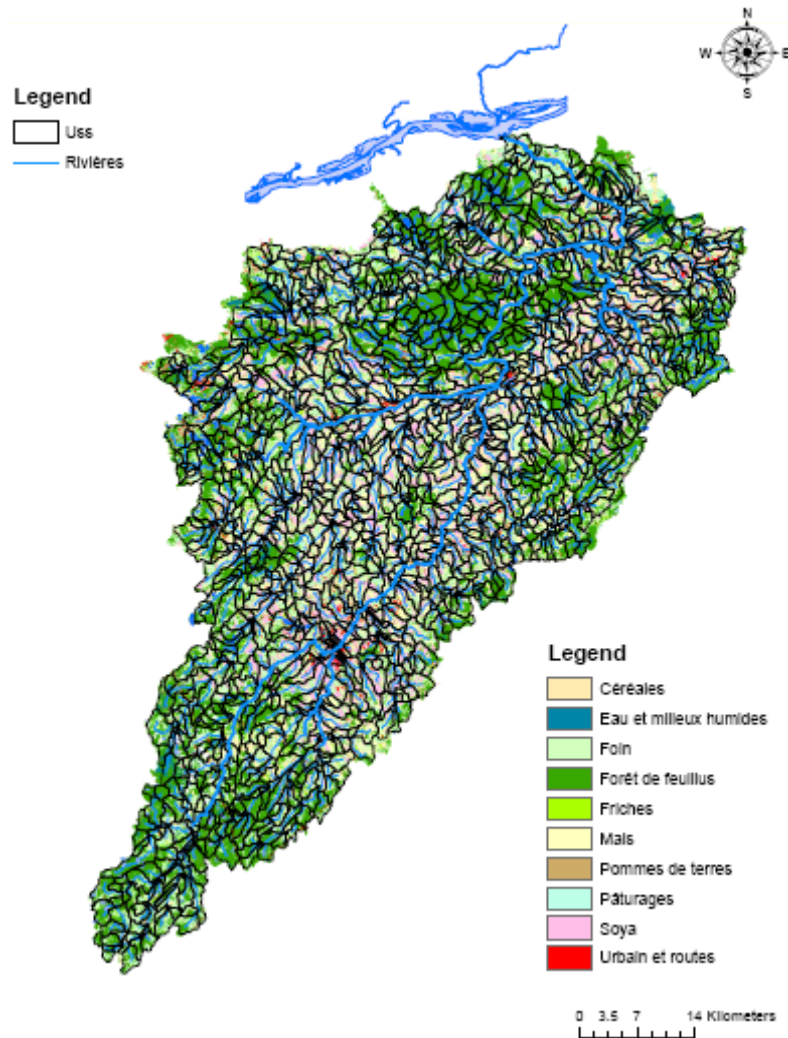


Figure 2.54 : Discretisation du bassin de la South Nation en 1550 USS (superficie moyenne d'une USS : 250 ha)

Les stations météorologiques et hydrométriques utilisées ont été sélectionnées respectivement parmi les archives climatiques nationales et les archives de relevés hydrologiques Canada, disponibles sur les sites web d'EC. Les tableaux 2.16 et 2.17 indiquent la liste des stations météorologiques et hydrométriques sélectionnées en fonction de leur proximité au bassin et des données journalières disponibles pour la période de 1995 à 2007. La figure 2.55 illustre la localisation de ces stations par rapport au bassin de la South Nation.

Tableau 2.16 : Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière South Nation

Station	Nom	Pas de temps	Latitude °N	Longitude °W	Altitude (m)	Couverture début	Couverture fin
6100398	AVONMORE	Jour	45.167	-74.967	91	1995	2006
6100971	BROCKVILLE PCC	Jour	44.600	-75.667	96	1995	2007
6101874	CORNWALL	Jour	45.017	-74.750	64	1995	2007
6101958	DALHOUSIE MILLS	Jour	45.317	-74.467	69	1995	2004
6104025	KEMPTVILLE	Jour	45.000	-75.633	99	1995	1997
6104027	KEMPTVILLE CS	Jour	45.000	-75.633	99	1997	2007
6105460	MORRISBURG	Jour	44.917	-75.183	82	1995	2006
6105730	OAK VALLEY	Jour	45.000	-75.367	81	1998	2006
6105976	OTTAWA CDA OTTAWA MAC DONALD-	Jour	45.383	-75.717	79	1995	2006
6106000	CARTIER	Jour	45.317	-75.667	114	1995	2007
6107247	RUSSEL	Jour	45.250	-75.350	76	1995	2007
6107276	ST-ALBERT	Jour	45.283	-75.050	70	1995	2006
6109515	WINCHESTER	Jour	45.050	-75.333	90	2003	2007
7030170	ANGERS	Jour	45.550	-75.550	91	1995	2007
7035110	MONTEBELLO (SEDBERGH)	Jour	45.700	-74.933	197	1999	2007

Tableau 2.17 : Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière South Nation

Station	Nom	Pas de temps	Latitude °N	longitude °W	Couverture début	Couverture fin
	SOUTH NATION RIVER NEAR					
02LB005	PLANTAGENET SPRINGS	Jour	45.5169	74.9781	1995	2005
02LB006	CASTOR RIVER AT RUSSELL	Jour	45.2625	75.3439	1995	2004
	SOUTH NATION RIVER AT					
02LB007	SPENCERVILLE	Jour	44.8422	75.5442	1995	2005
	BEAR BROOK NEAR	Jour				
02LB008	BOURGET		45.4258	75.1536	1995	2005
	SOUTH NATION RIVER AT	Jour				
02LB013	CASSELMAN*		45.3169	75.0917	1995	2005
	NORTH BRANCH SOUTH					
	NATION RIVER NEAR	Jour				
02LB017	HECKSTON		44.9947	75.5161	1995	1999
	SOUTH CASTOR RIVER AT	Jour				
02LB020	KENMORE		45.2283	75.4125	1995	1999
	PAYNE RIVER NEAR	Jour				
02LB022	BERWICK		45.1917	75.1056	1995	1999
	SOUTH BRANCH SOUTH					
	NATION RIVER NEAR	Jour				
02LB031	WINCHESTER*		45.0142	75.3550	1995	1999

*Très peu de données disponibles

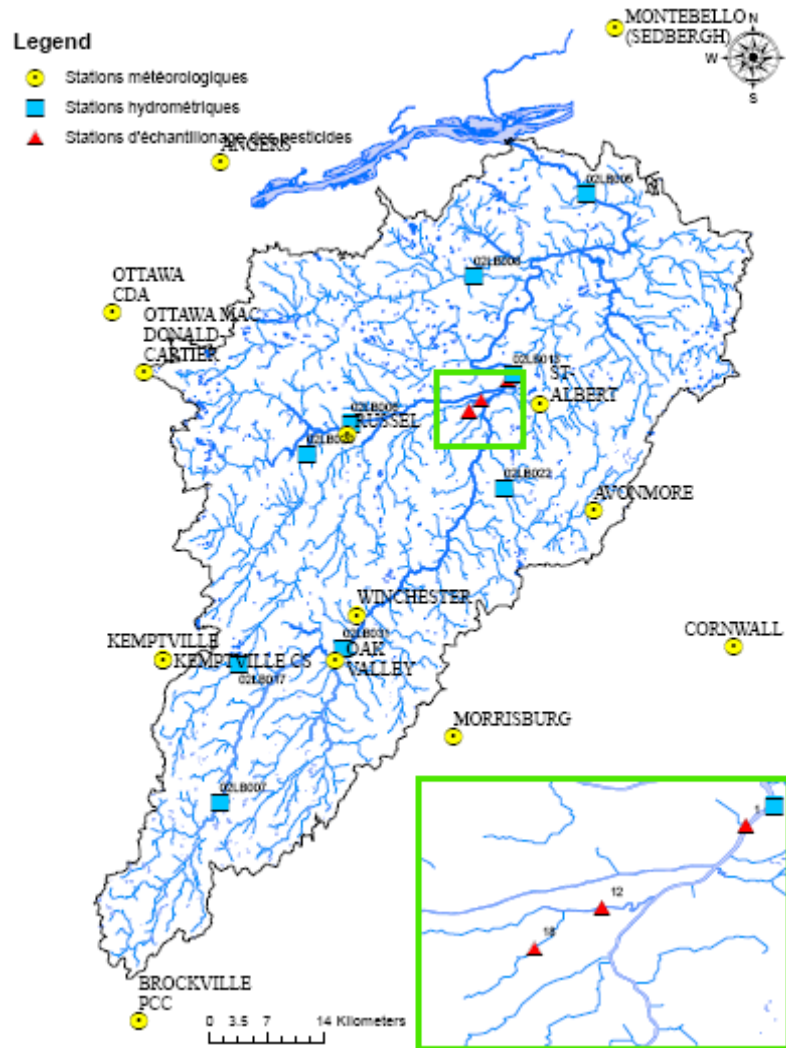


Figure 2.55 : Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la rivière South Nation

2.7.2 Application HYDROTEL

Le calage d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière South Nation s'est fait par sous-bassins. Neuf sous-bassins ont été constitués en regroupant plusieurs USS de façon à leur appliquer un jeu de paramètre uniforme. Le choix du regroupement des USS s'est fait en fonction des stations hydrométriques présentes sur le bassin, de façon à pouvoir comparer les débits mesurés et simulés. Les données météorologiques et hydrométriques de 1995 à 2005 ont été utilisées pour le calage. Les données hydrométriques provenant de beaucoup de stations sur le bassin ne couvraient pas entièrement cette période. Seules les séries provenant des stations

02LB007, 02LB006, 02LB008 et 02LB005, près de l'exutoire, étaient complètes pour cette période. La période de 1995/10/01 à 2001/09/30, soit six ans, a été utilisée comme période de calage, alors que le test a été effectué sur quatre ans, de 2001/10/01 à 2005/09/30. Les coefficients de Nash-Sutcliff obtenus près de l'exutoire (station 02LB005) sont de 0,73 pour la période de calage et de 0,75 pour la période de test. Les apports ont été sous-estimés de 40 % et 33 % pour ces mêmes périodes par rapport aux apports mesurés. L'écart entre les apports simulés et observés se produit principalement lors des périodes de fonte de la neige. La sous-estimation des mesures de précipitations sous forme de neige explique peut-être en partie ces écarts. Les figures 2.56 et 2.57 montrent les hydrogrammes observé et simulé pour les périodes de calage et de test.

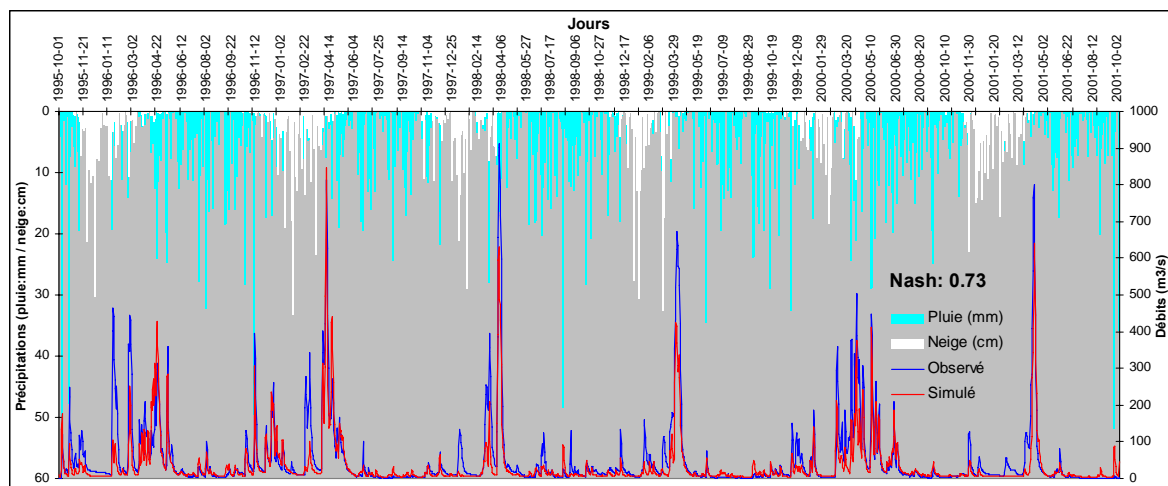


Figure 2.56 : Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la South Nation pour la période de calage (1995/10/01 à 2001/09/30)

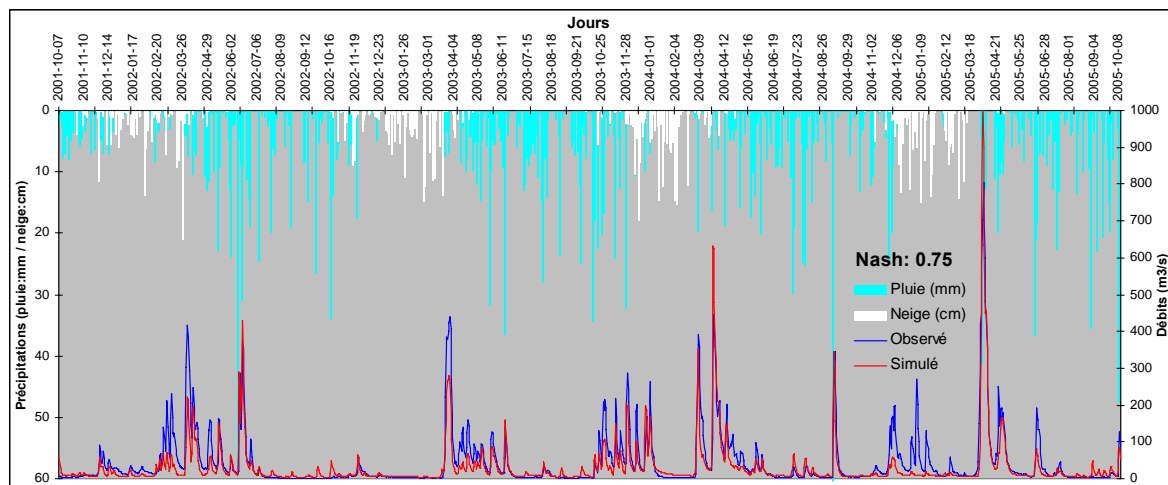


Figure 2.57 : Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la South Nation pour la période de test (2001/10/01 à 2005/09/30)

2.7.3 Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI)

Les pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA sur la rivière South Nation sont : l'*Atrazine*, le *Métolachlor* et le *Dicamba*. La période d'arrosage de ces herbicides a été établie entre le 20 mai et le 15 juillet. Les taux d'application pour des pesticides ont été déterminés à partir des taux d'application suggérés par l'OMAFRA. Les taux appliqués sont ainsi de 1,120 kg/ha-an d'*Atrazine* sur les champs de maïs, de 0,700 kg/ha-an et 0,240 kg/ha-an de *Métolachlor* sur les champs de maïs et de soya respectivement. Pour le *Dicamba*, les taux sont de 0,600 kg/ha-an sur les champs de maïs et de 0,099 kg/ha-an sur les champs de céréales.

Les mesures prises aux stations MST 1, MST 12 et MST 18 au cours de l'été 2006 ont été utilisées pour le calage des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI). À noter que d'autres mesures de concentration ont été prélevées à l'échelle des fossés de drainages agricoles, mais elles n'ont pu être utilisées pour le calage étant donné que la modélisation du bassin n'a pas été faite avec la résolution nécessaire. Le tableau 2.18 présente la superficie des sous-bassins en amont de chacune de ces stations, ainsi que l'occupation du sol pour l'année 2006. La figure 2.58 illustre la délimitation des sous-bassins en amont des stations.

Tableau 2.18 : Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la South Nation

Station	Superficie (ha)	Occupation du sol (%)								
		Eau et milieux humides	Urbain et route	Forêts	Friches	Pâturages et foin	Céréales	Maïs	Soya	Pommes de terres
MST 1	219 956	1	3	27	3	36	5	13	12	0
MST 12	9 444	1	1	11	1	38	7	22	19	0
MST 18	482	0	0	5	1	40	3	29	22	1

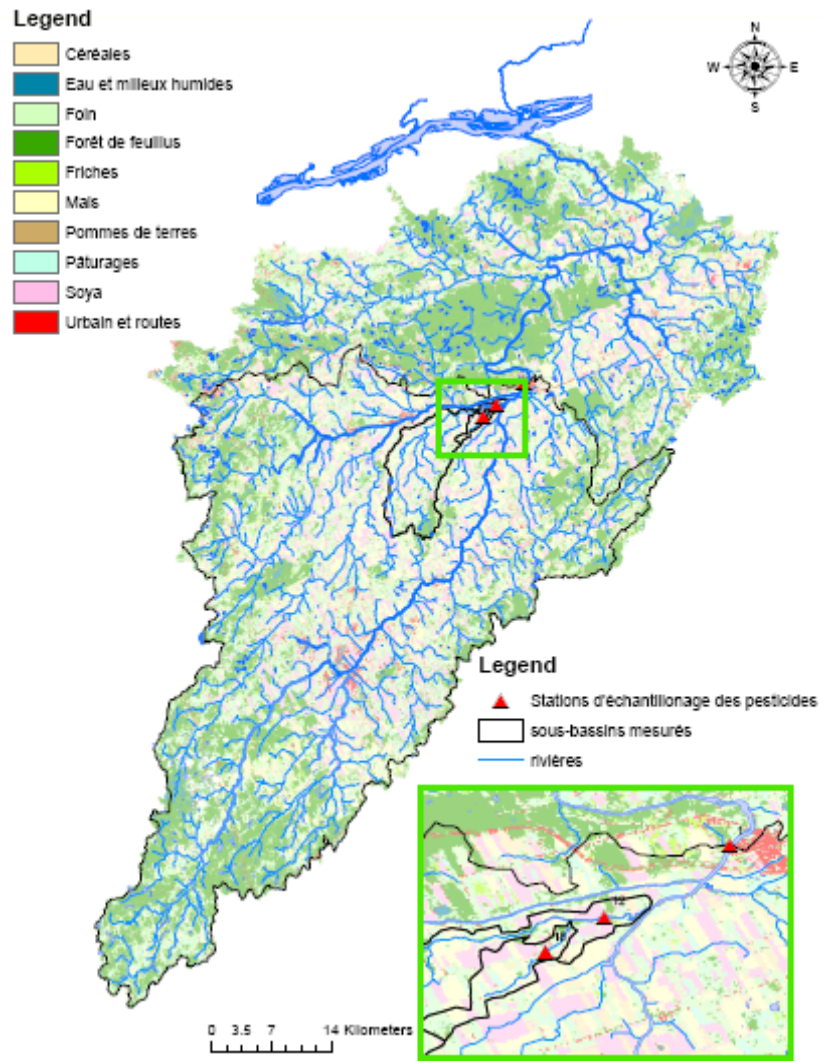


Figure 2.58 : Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la South Nation

Les figures 2.59 à 2.61 montrent les concentrations simulées et les concentrations mesurées d'*Atrazine* aux stations MST 1, MST 12, et MST 18 respectivement pour l'année 2006. Les figures 2.62 à 2.64 montrent ces mêmes concentrations pour le *Métolachlor*, alors que les figures 2.65 à 2.67 montrent les concentrations de *Dicamba* pour ces mêmes stations. Trois courbes de concentrations simulées avec des arrosages aléatoires différents y sont montrées afin de donner un aperçu de l'impact que ce facteur pouvait avoir sur les concentrations simulées.

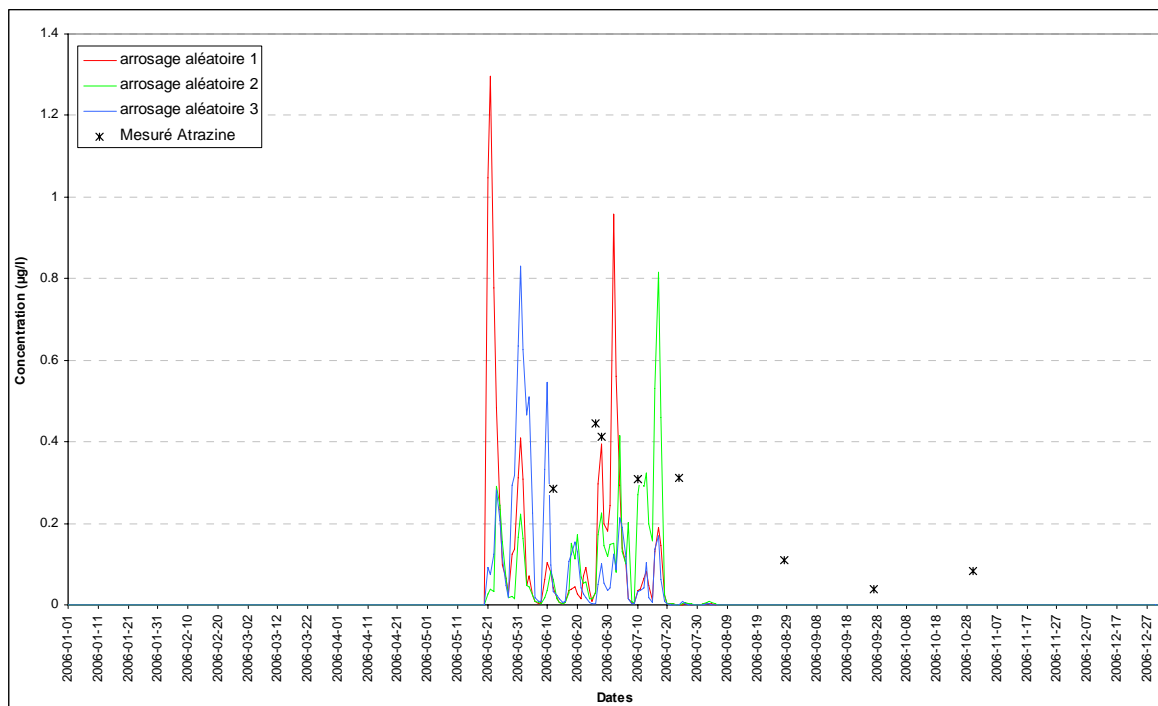


Figure 2.59 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006

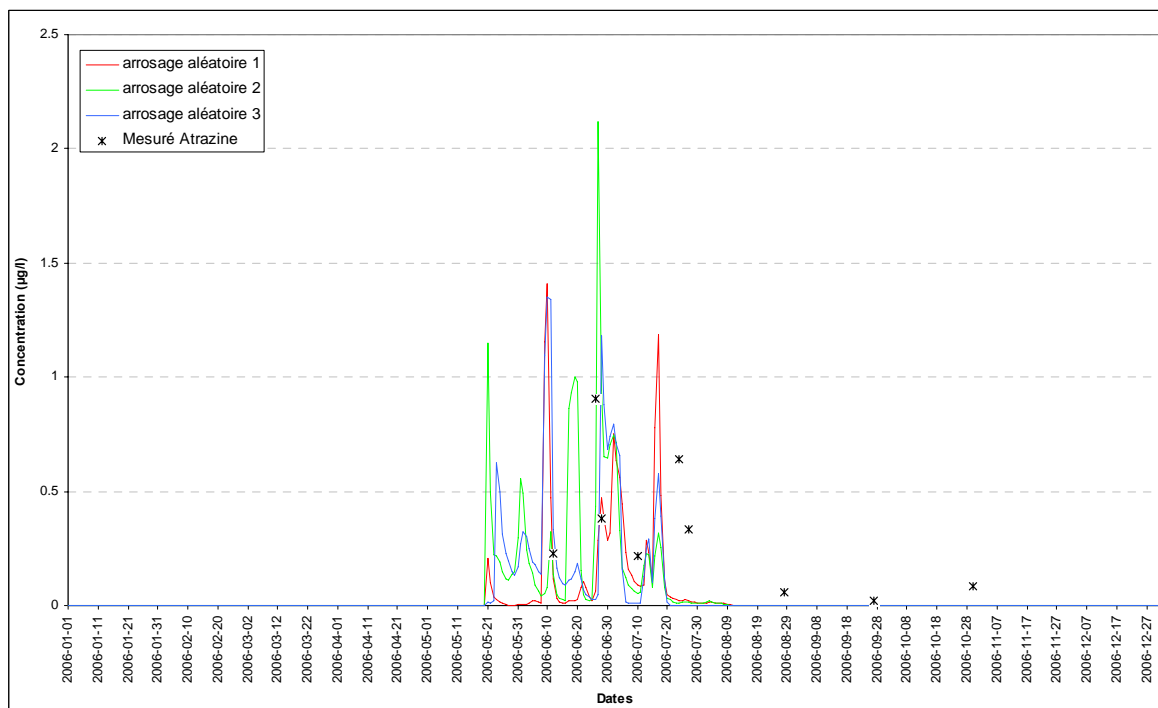


Figure 2.60 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006

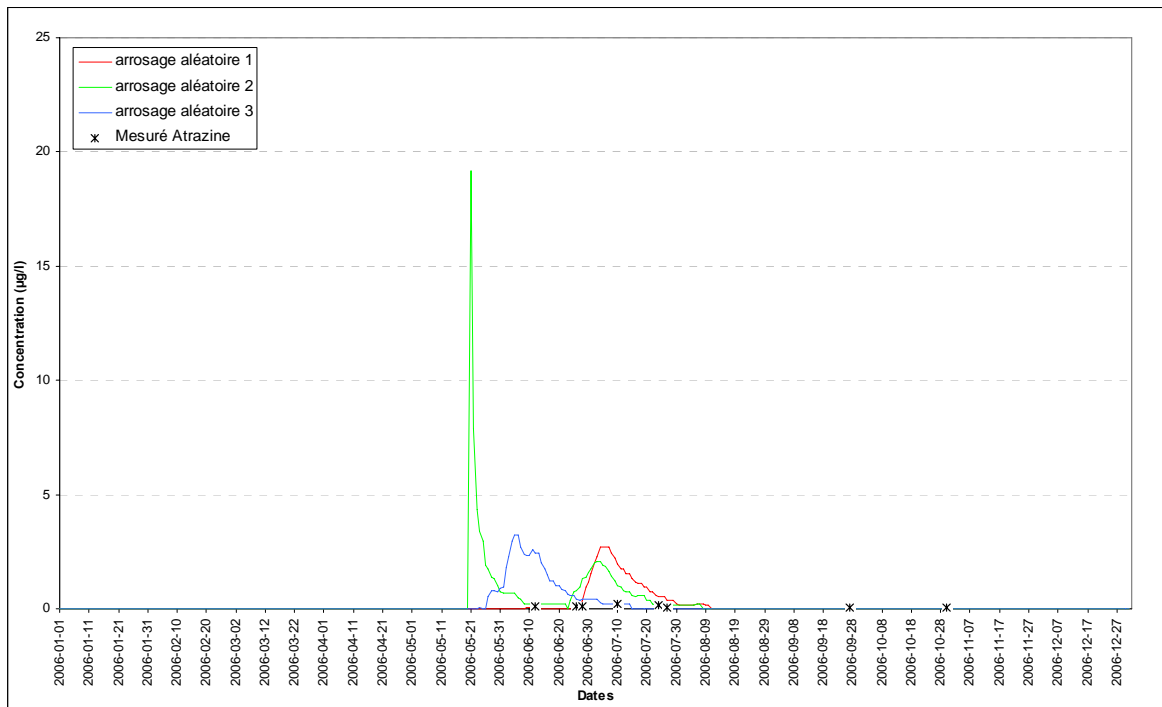


Figure 2.61 : Concentrations d'Atrazine simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006

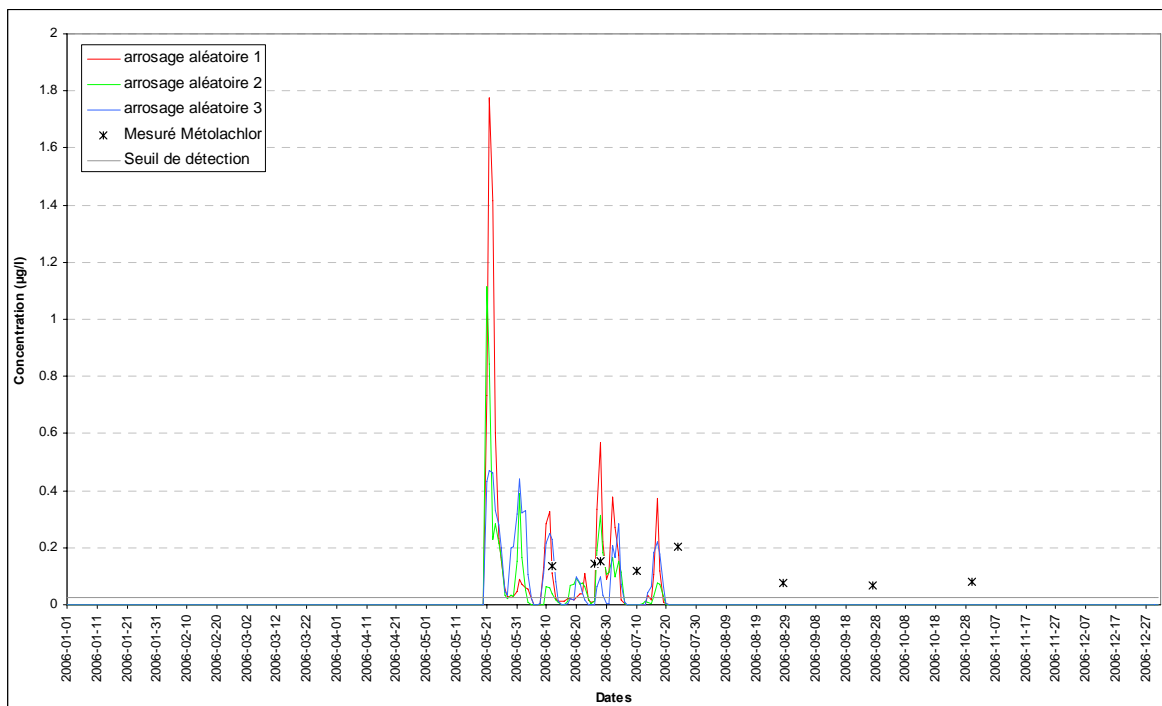


Figure 2.62 : Concentrations de Métolachlor simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006

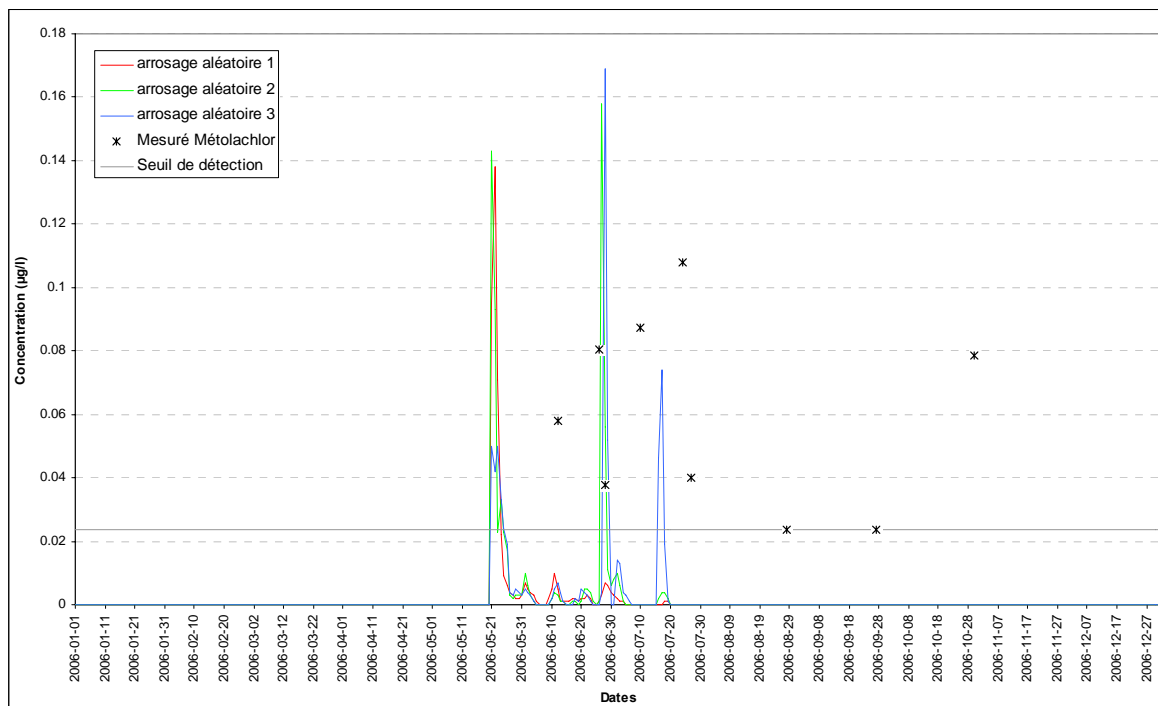


Figure 2.63 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006

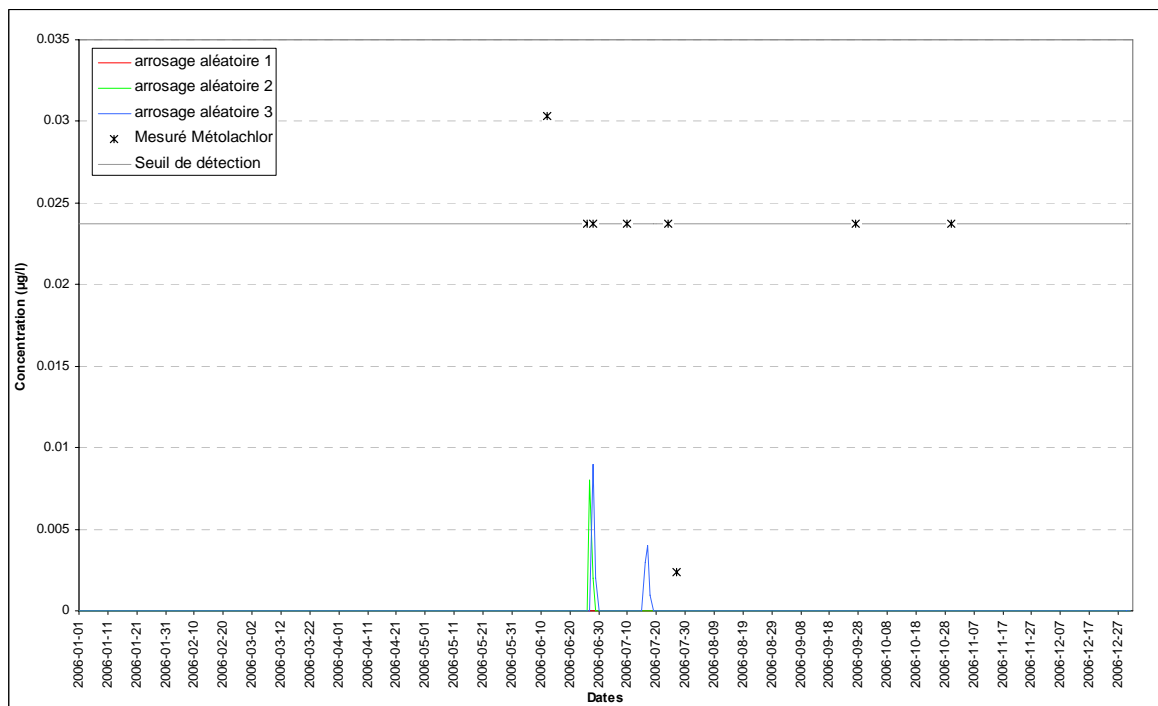


Figure 2.64 : Concentrations de *Métolachlor* simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006

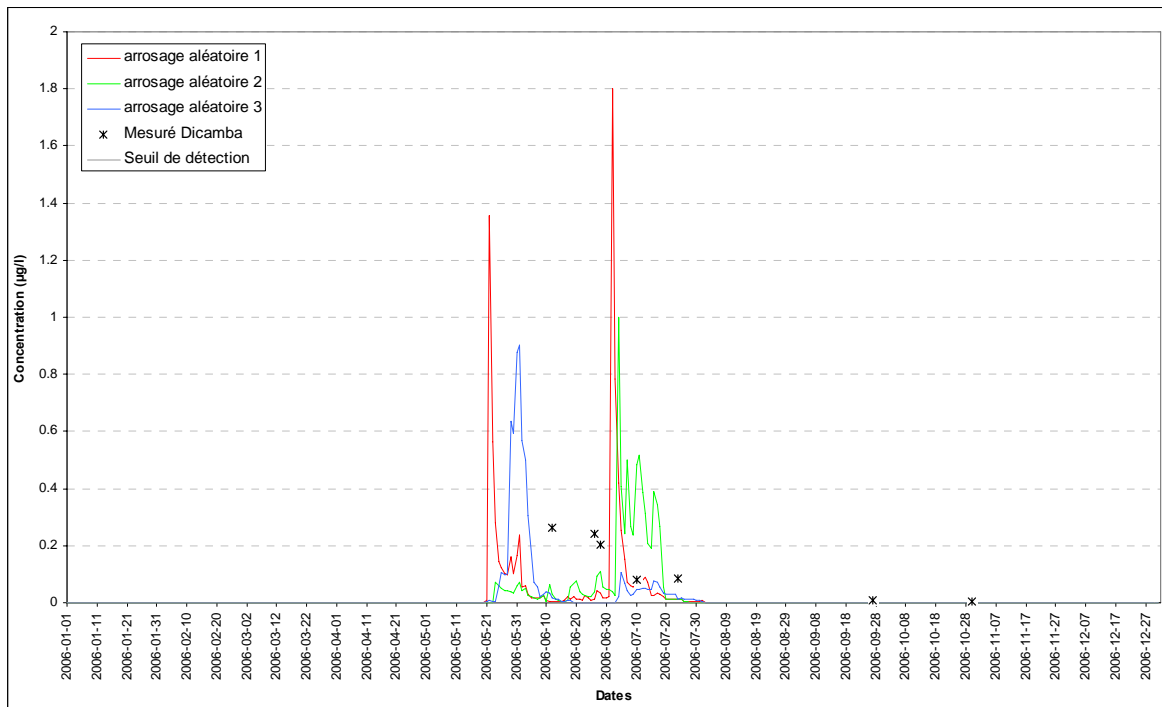


Figure 2.65 : Concentrations de *Dicamba* simulées et mesurées à la station MST1 pour l'année 2006

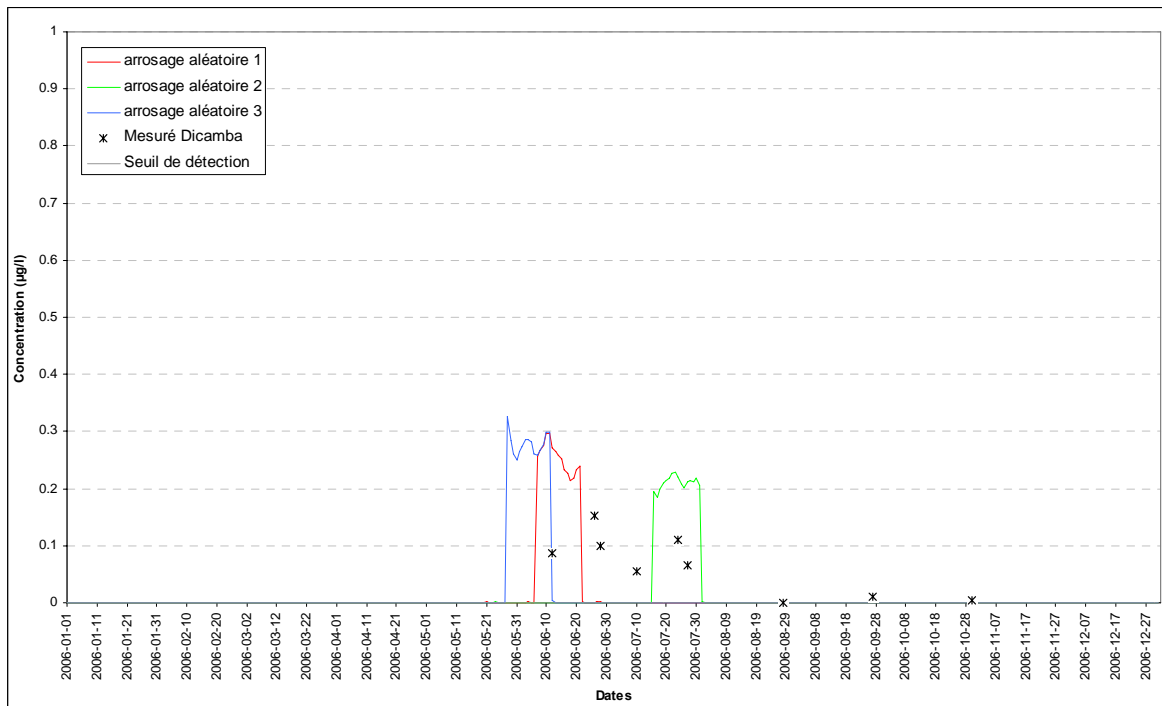


Figure 2.66 : Concentrations de *Dicamba* simulées et mesurées à la station MST12 pour l'année 2006

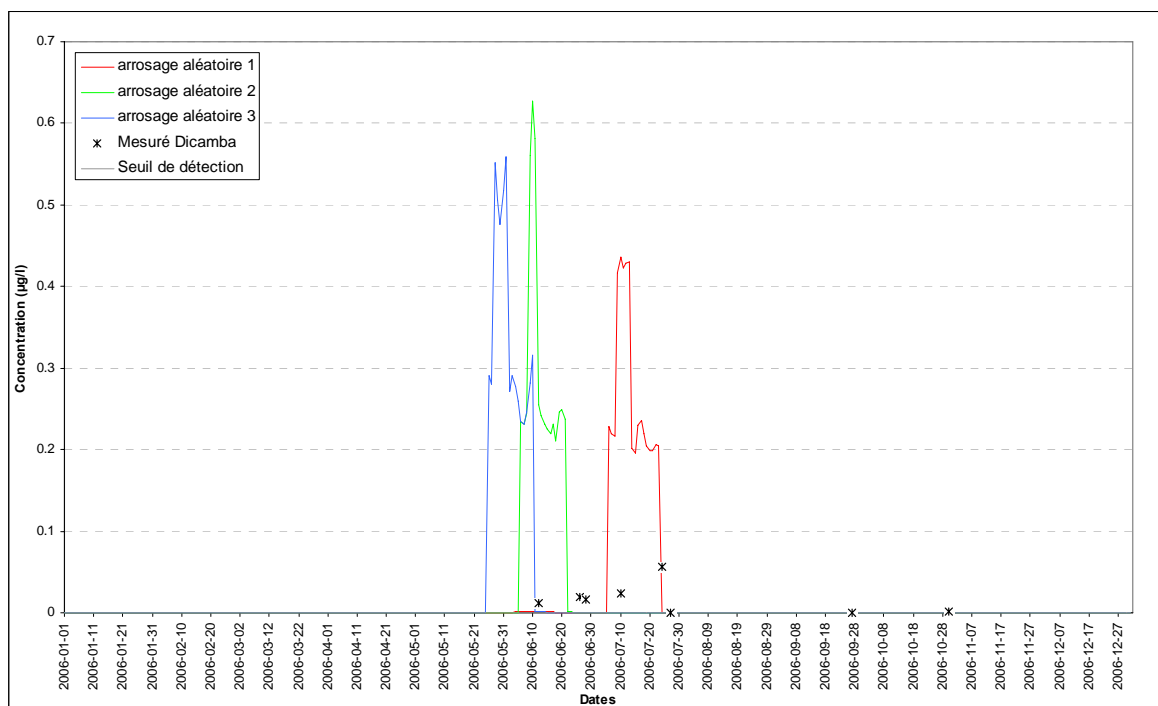


Figure 2.67 : Concentrations de *Dicamba* simulées et mesurées à la station MST18 pour l'année 2006

2.8 BASSIN DE SALMON RIVER (CB)

2.8.1 Application PHYSITEL

La figure 2.68 illustre le MNA du bassin versant de la Salmon River, d'une résolution de 20 m.

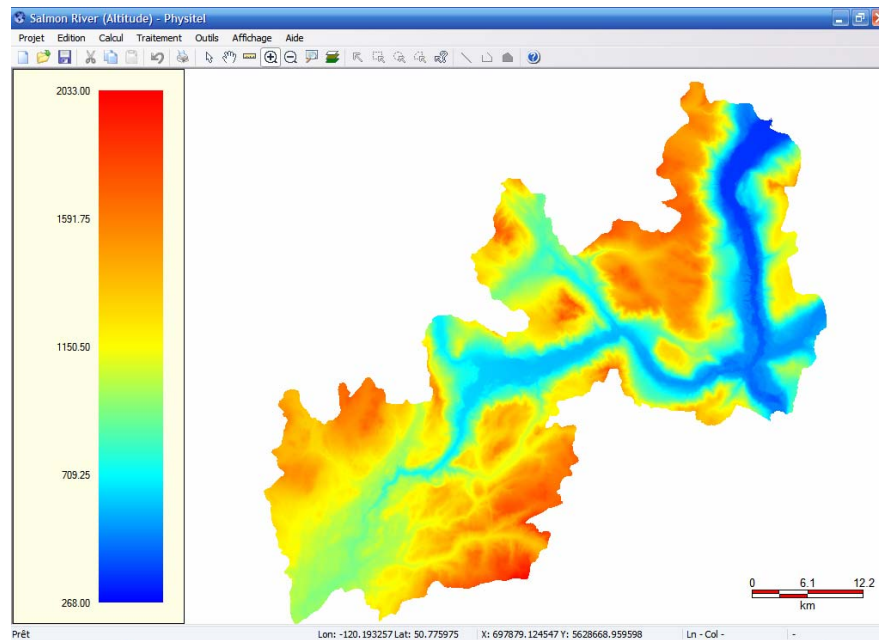


Figure 2.68 : MNA du bassin de Salmon River.

La carte de l'occupation du sol (Figure 2.69) a été construite à partir des informations sur la végétation recueillies sur le site web du Land and Resource Data Warehouse (LRDW) de la province de la Colombie-Britannique, et d'un fichier « shapefile » sur l'occupation agricole des terres pour l'année 2003 transmis par AAC. La figure 2.70 montre que la grande majorité du bassin versant (69 %) est occupée par la forêt résineuse. Seulement 16 % de la superficie du bassin versant est à vocation agricole, et celle-ci est essentiellement constituée par la culture du foin, les pâturages et l'élevage.

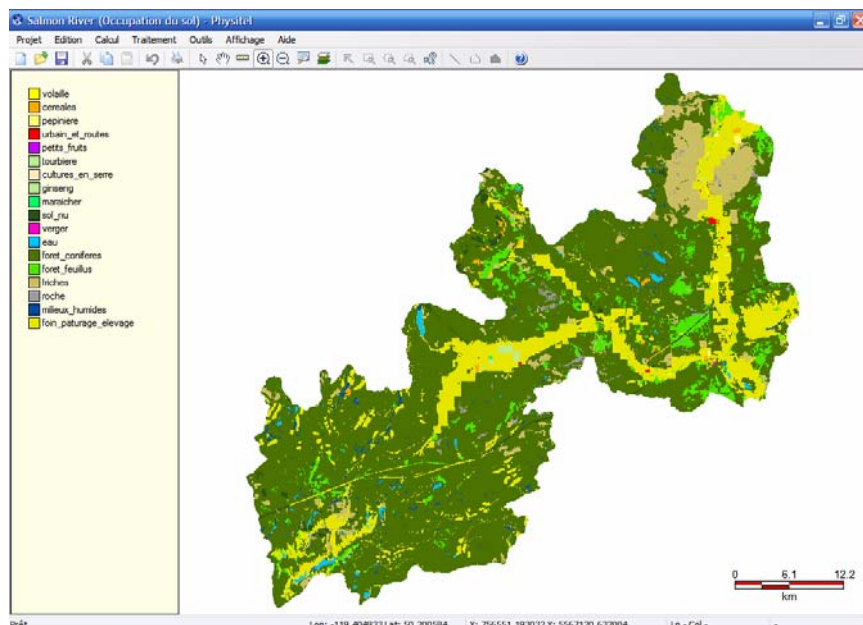


Figure 2.69 : Carte des occupations du sol du bassin de la Salmon River

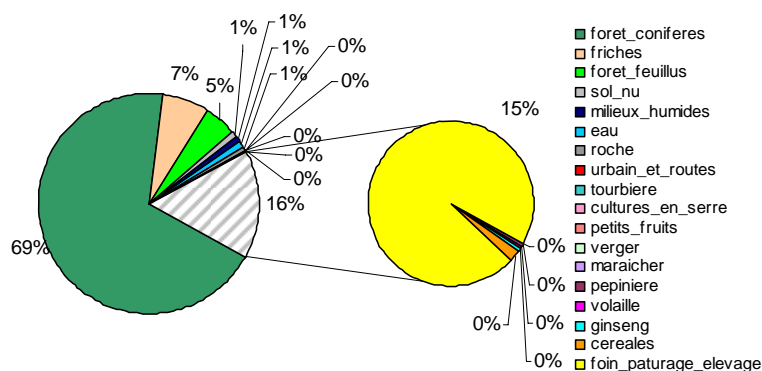


Figure 2.70 : Proportion des différentes occupations du sol (selon la carte de la Figure 2.69)

Une carte numérique des types de sol a été construite à partir d’informations transmises par l’Université de Victoria et par AAC. La carte ainsi produite est très détaillée près de l’exutoire de la rivière, mais très grossière sur la plus grande partie du bassin (Figure 2.71).

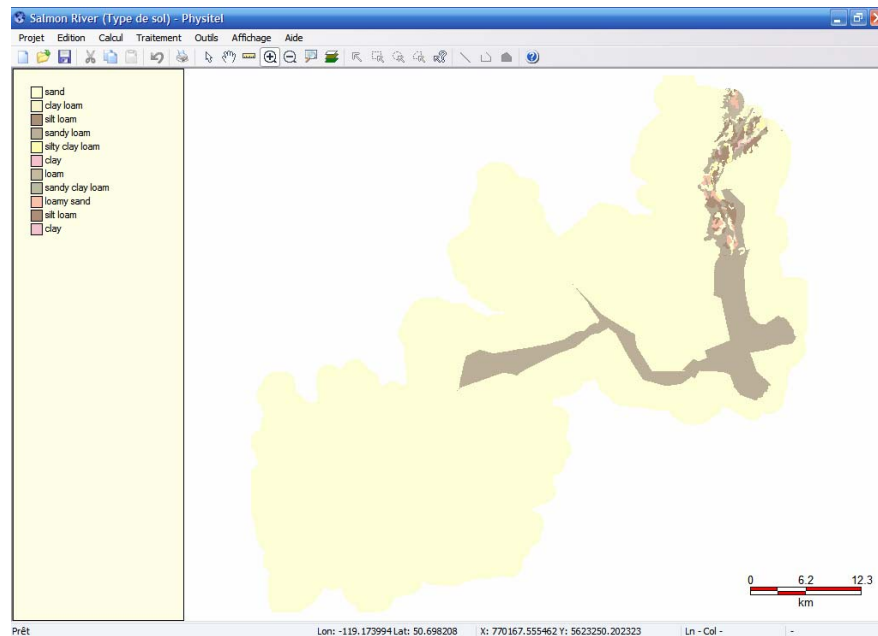


Figure 2.71 : Carte des type de sol de Salmon River

Le bassin de Salmon River a été discrétisé en 736 USS d'une superficie moyenne de 211 ha (Figure 2.72).

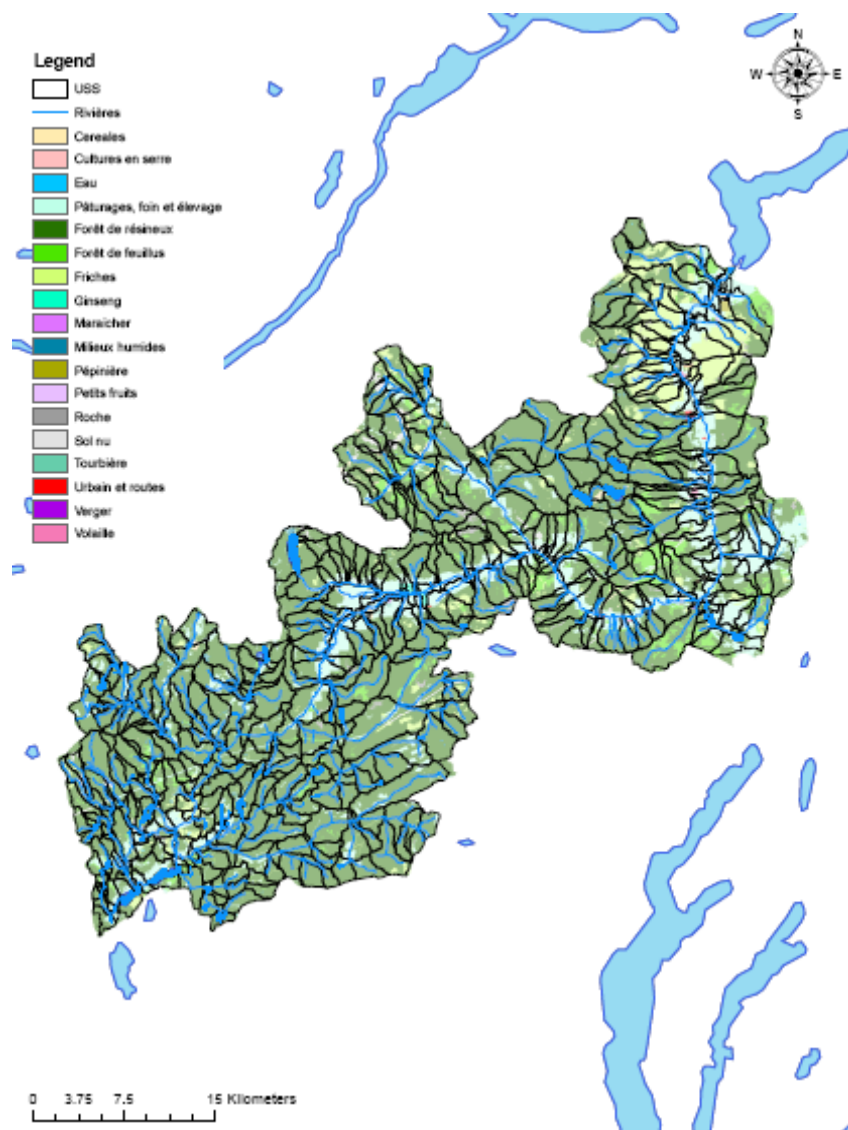


Figure 2.72 Discretisation du bassin de la Salmon River en 736 USS (superficie moyenne de l'USS : 211 ha)

Les données hydrométriques et météorologiques journalières proviennent du site web d'EC. Les tableaux 2.19 et 2.20 indiquent la liste des stations météorologiques et hydrométriques retenues en fonction de la disponibilité des données pour la période de 1995 à 2007. La figure 2.73 illustre la localisation de ces stations par rapport au bassin versant de Salmon River.

Tableau 2.19 : Liste des stations météorologiques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la Salmon River

Station	Nom	Pas de temps	Latitude °N	Longitude °W	Altitude (m)	Couverture début	fin
	ARMSTRONG	Jour					
1160483	HULLCAR		50.50	-119.22	505	1995	1998
1166947	SALMONN ARM 3	Jour	50.68	-119.35	363	1995	1996
1166R45	SALMON ARM A	Jour	50.68	-119.23	527	1995	2007
116FRMN	SALMON ARM CS	Jour	50.70	-119.29	351	1995	2007
1167337	SILVER CREEK	Jour	50.55	-119.35	419	1995	2007
1128583	VERNON NORTH	Jour	50.34	-119.27	512	1995	2007
1168880	WESTWOLD	Jour	50.47	-119.75	609	1995	2005
1122541	DOUGLAS	Jour	50.15	-120.20	808	1995	2007
116c8p0	PRATT ROAD	Jour	50.60	-120.20	640	1995	2007
116nj9f	MONTE CREEK	Jour	50.65	-119.95	351	1995	2007

Tableau 2.20 : Liste des stations hydrométriques sélectionnées pour l'application d'HYDROTEL sur le bassin de la rivière Salmon River

Station	Nom	Pas de temps	Latitude °N	longitude °W	Couverture début	fin
	SALMON RIVER AT	Jour				
08LE020	FALKLAND		50,4986	-119.5583	1995	2005
	SALMON RIVER NEAR	Jour				
08LE021	SALMON ARM		50.6930	-119.3278	1995	2005
	SALMON RIVER ABOVE	Jour				
08LE075	SALMON LAKE		50.2889	-119.9556	1995	2001

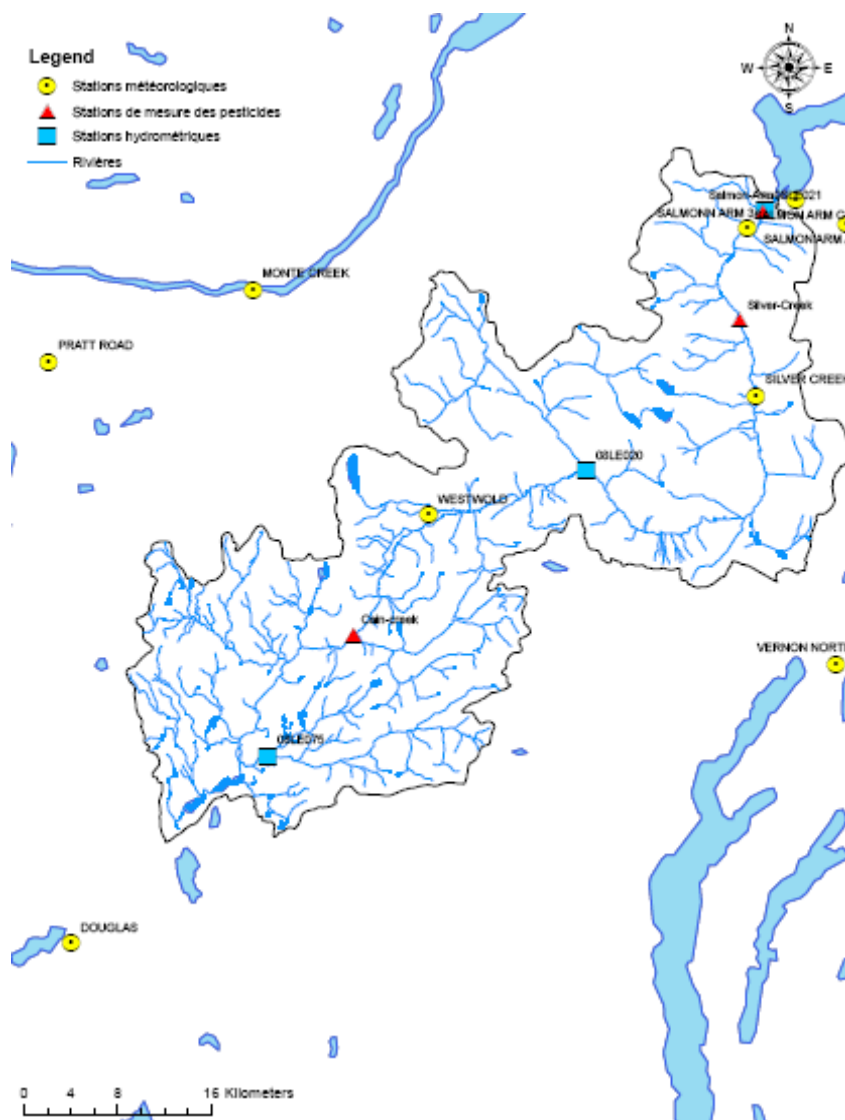


Figure 2.73 : Localisation des stations météorologiques et hydrométriques par rapport au bassin de la Salmon River

2.8.2 Application HYDROTEL

Le calage d'HYDROTEL sur le bassin de Salmon River s'est fait par sous-bassins à l'aide des données hydrométriques des stations 08LE020, 08LE021 et 08LE075. La période pour le calage d'HYDROTEL s'étend du 1999/06/01 au 2002/05/31, soit trois ans. Un coefficient de Nash de 0.80 a été obtenu, avec une sous-estimation des apports simulés de 7 % par rapport aux apports mesurés. Le test a été effectué de 2002/06/01 à 2005/03/30, soit près de trois ans. Un coefficient de Nash de 0.72 et une sous-estimation des apports de 22 %, essentiellement durant la fonte, ont été obtenus. Les figures 2.74 et 2.75 illustrent les

hydrogrammes mesurés et simulés à la station 08LE021 (près de l'exutoire à Salmon Arm) pour la période du calage et la période de test.

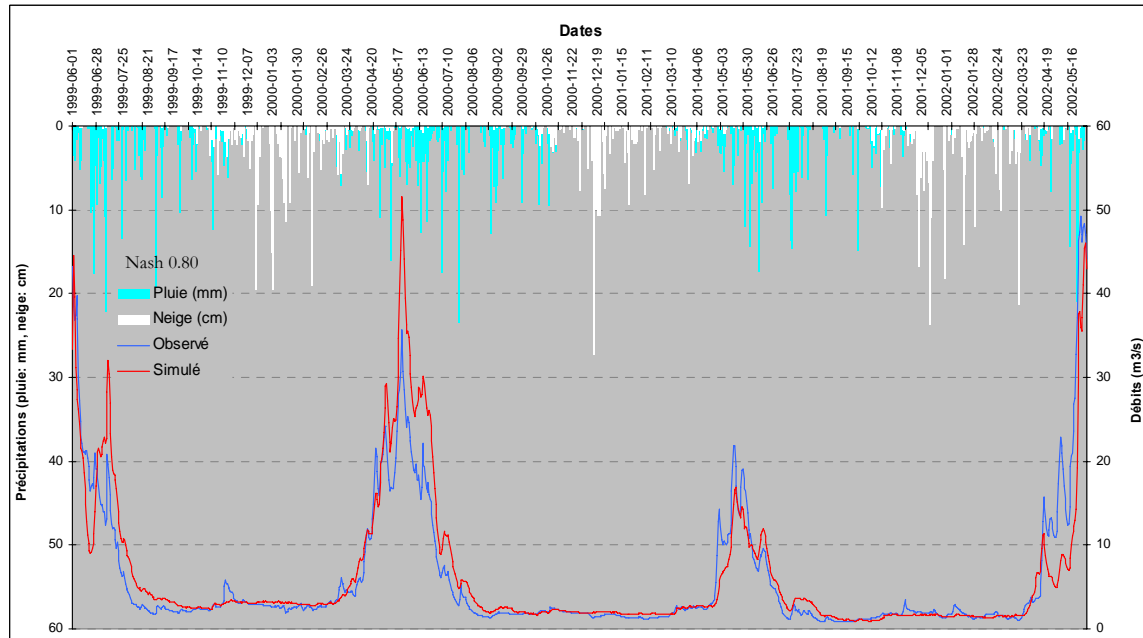


Figure 2.74 : Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la Salmon River pour la période de calage (1999/06/01 à 2002/05/31)

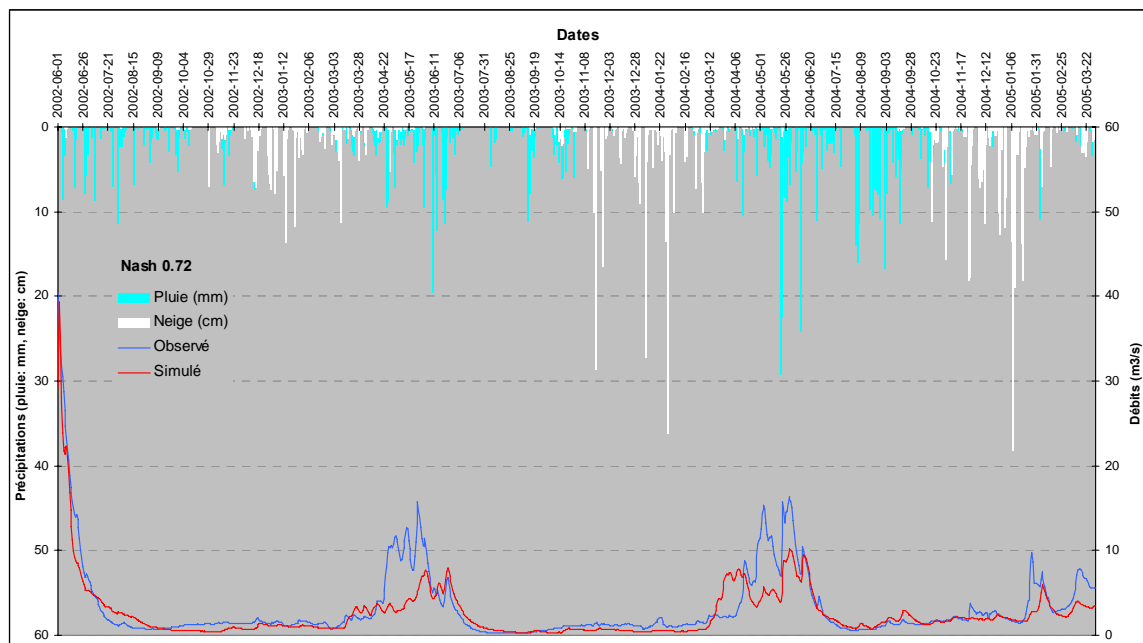


Figure 2.75 : Hydrogrammes simulé et observé près de l'exutoire de la Salmon River pour la période de test (2002/06/01 à 2005/03/30)

2.8.3 Application des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI)

Les pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA sur la Salmon River sont le MCPA et le *2,4-D sel Diméthylamine*. Un exercice visant à modéliser le transport de l'*Endosulphan* sur le bassin a aussi été fait, mais compte tenu des très petites superficies sur lesquelles il est appliqué, les concentrations très faibles de ce pesticide n'ont pu être reproduites par GIBSI à l'échelle spatiale modélisée. À noter que même pour le MCPA et le *2,4-D*, les concentrations mesurées étaient à la limite des possibilités de simulation de GIBSI à cette échelle. La période d'arrosage de ces herbicides a été établie entre le 20 mai et le 1^{er} juillet. Puisque les taux d'application pour ces pesticides n'étaient pas disponibles, ils ont été déterminés par une méthode d'essais et erreurs lors du calage. Les taux appliqués ainsi déterminés sont de 0,38 kg/ha-an de MCPA sur les champs de foin et de céréales, et de 0,0114 kg/ha-an de *2,4-D* sur les champs de foin, de céréales et les vergers.

Les mesures prises aux stations Salmon Arm, Silver Creek, et Cairn Creek au cours de l'été 2006 ont été utilisées pour le calage des modèles de transport des pesticides au sol (PES) et en rivière (QUAL-GIBSI). Le tableau 2.21 présente la superficie des sous-bassins en amont de chacune de ces stations ainsi que l'occupation du sol. La figure 2.76 illustre la délimitation des sous-bassins en amont des stations.

Tableau 2.21 : Superficies et occupations du sol des sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Salmon River

Station	Super. (ha)	Occupation du sol (%)											
		Eau et milieux humides	Urbain et route	Forêts	Friches	Sol nu	Roche	Pâturages et foin	Céréales	Vergers	Volaille	Pépinière	Ginseng
Salmon Arm	151 190	1.7	0.1	73.9	6.9	0.9	0.6	15.2	0.3	0.0	0.1	0.1	0.1
Silver Creek	136 612	1.8	0.1	78.0	3.2	1.0	0.5	14.8	0.4	0.0	0.1	0.0	0.1
Cairn Creek	47 104	3.2	0.0	82.9	3.1	0.7	0.0	10.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

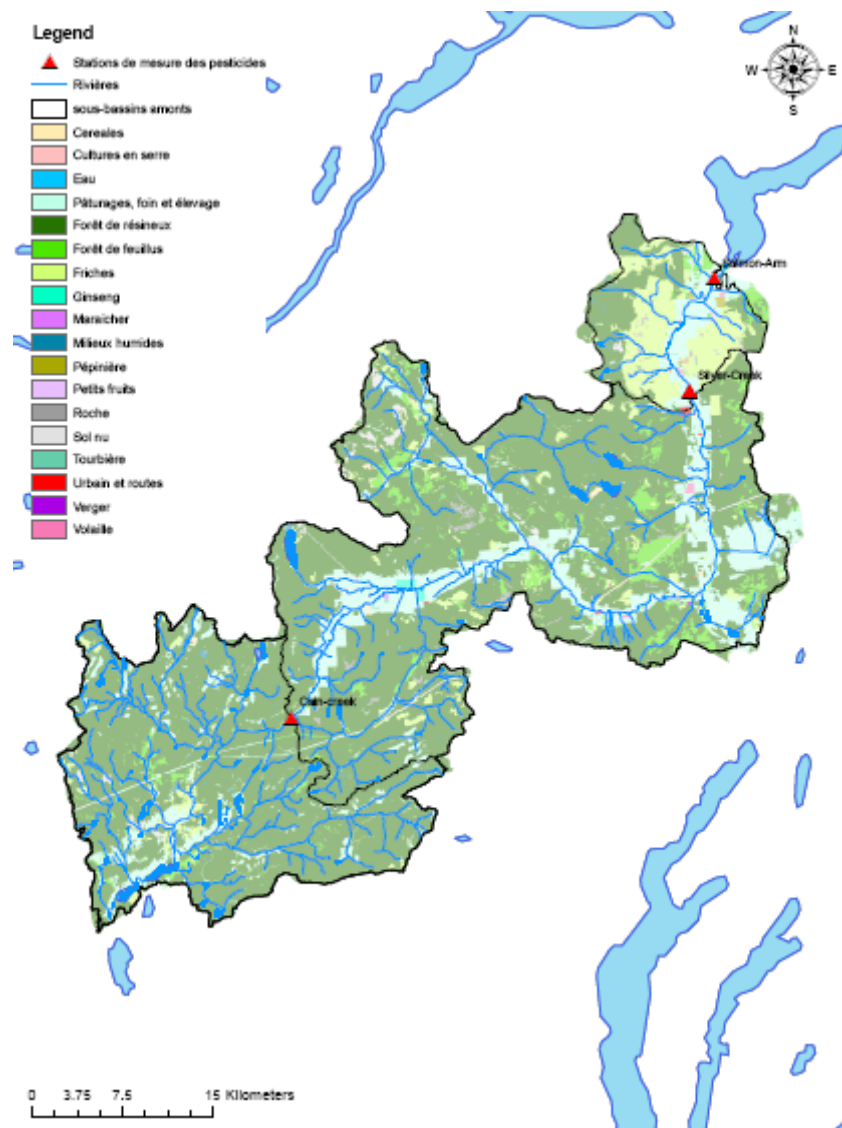


Figure 2.76 : Sous-bassins en amont des stations de mesures des pesticides sur le bassin de la Salmon River

Les figures 2.77 à 2.79 montrent les concentrations simulées et les concentrations mesurées de *MCPA* respectivement aux stations Salmon Arm, Silver Creek, et Cairn Creek pour l'année 2006. Les figures 2.80 à 2.82 montrent ces mêmes concentrations pour le *2,4-D* pour ces mêmes stations. Trois courbes de concentrations simulées avec des arrosages aléatoires différents y sont affichées sur chaque figure afin de donner un aperçu de l'impact que ce facteur pouvait avoir sur les concentrations simulées. À noter que les concentrations simulées

et mesurées sur ces figures sont en ng/l, alors que ces mêmes concentrations étaient en µg/l pour les bassins précédents.

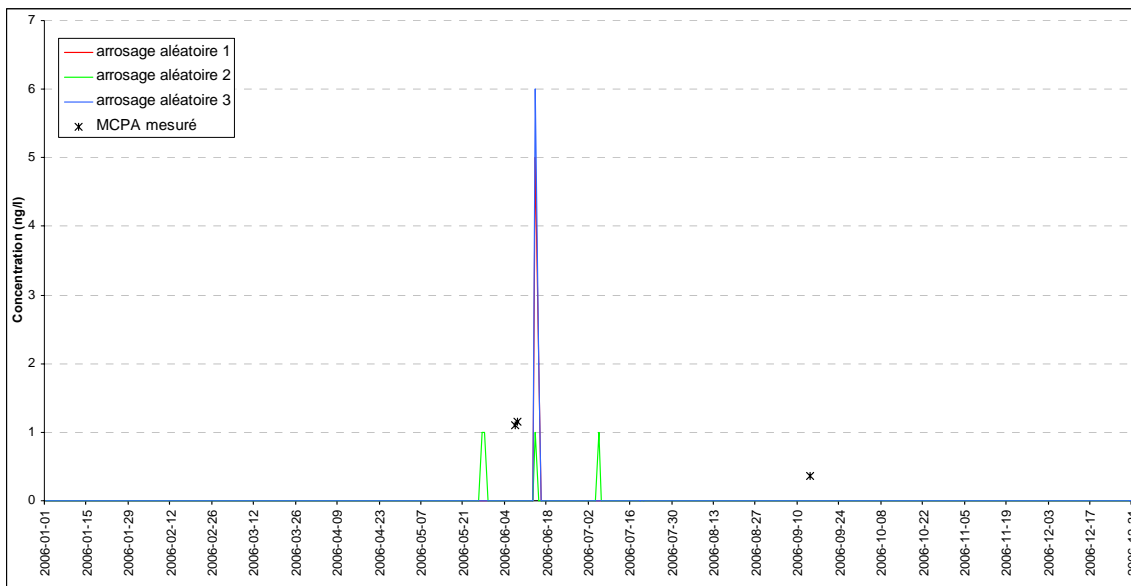


Figure 2.77 : Concentrations de *MCPA* simulées et mesurées à la station Salmon Arm pour l'année 2006

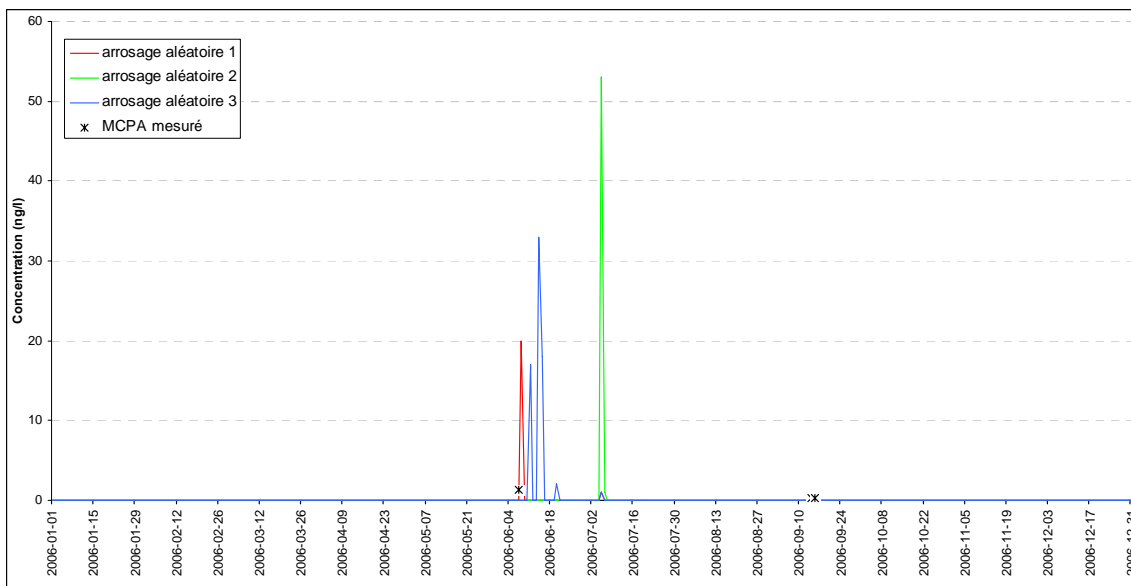


Figure 2.78 : Concentrations de *MCPA* simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006

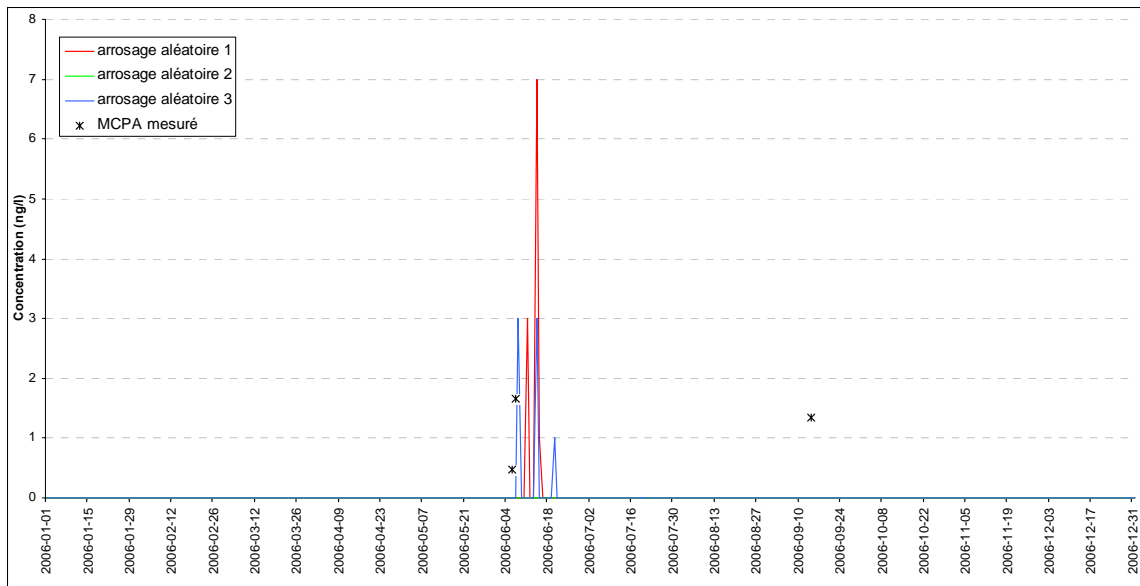


Figure 2.79 : Concentrations de *MCPA* simulées et mesurées à la station Cairn Creek pour l'année 2006

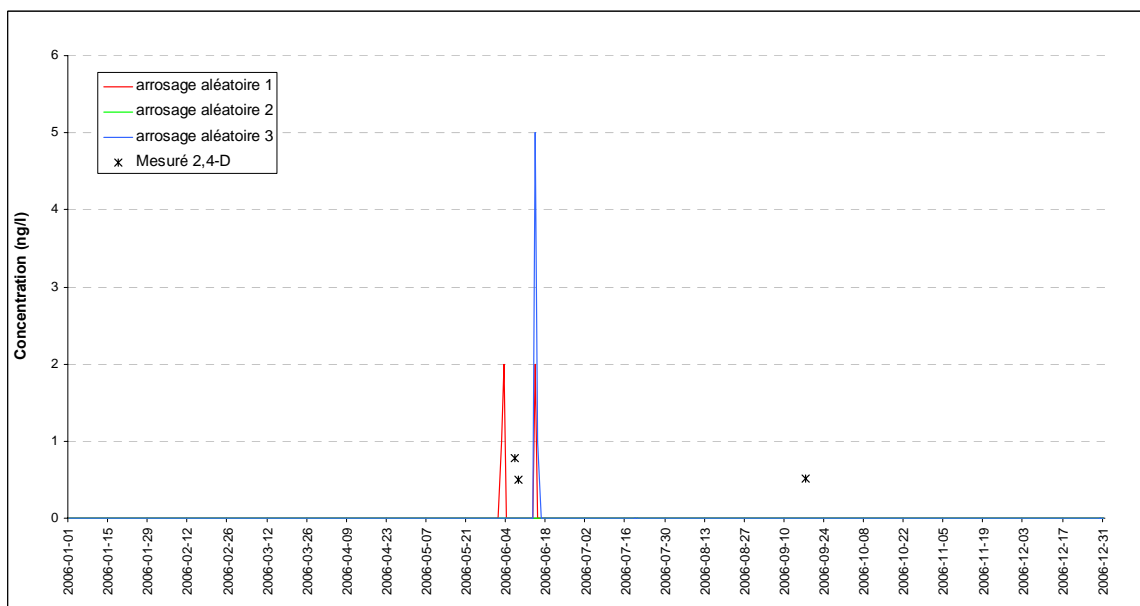


Figure 2.80 : Concentrations de *2,4-D* simulées et mesurées à la station Salmon Arm pour l'année 2006

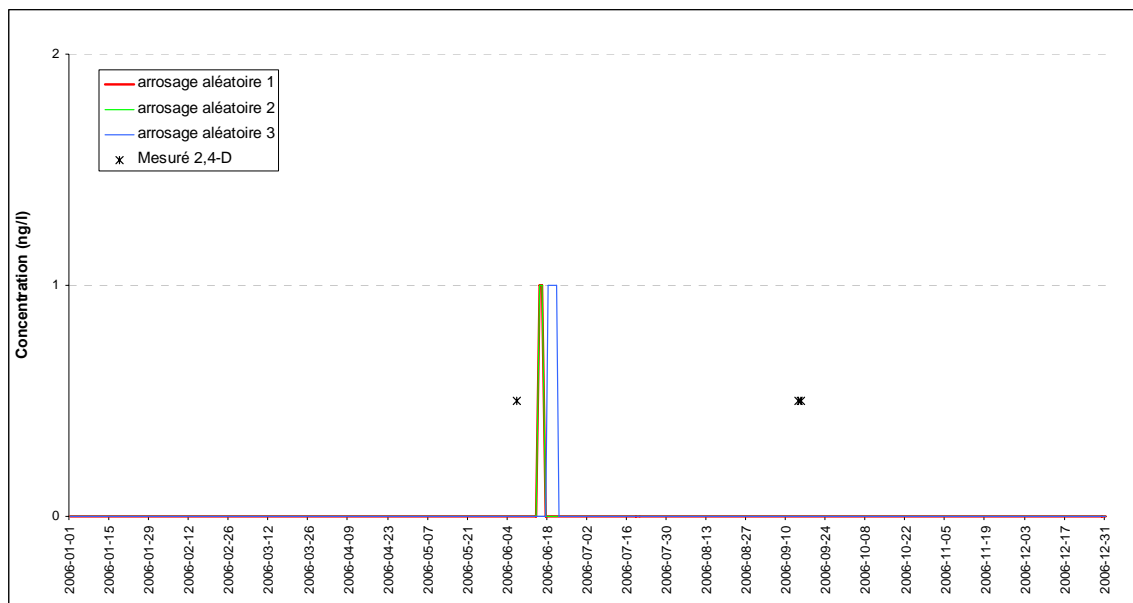


Figure 2.81 : Concentrations de *2,4-D* simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006

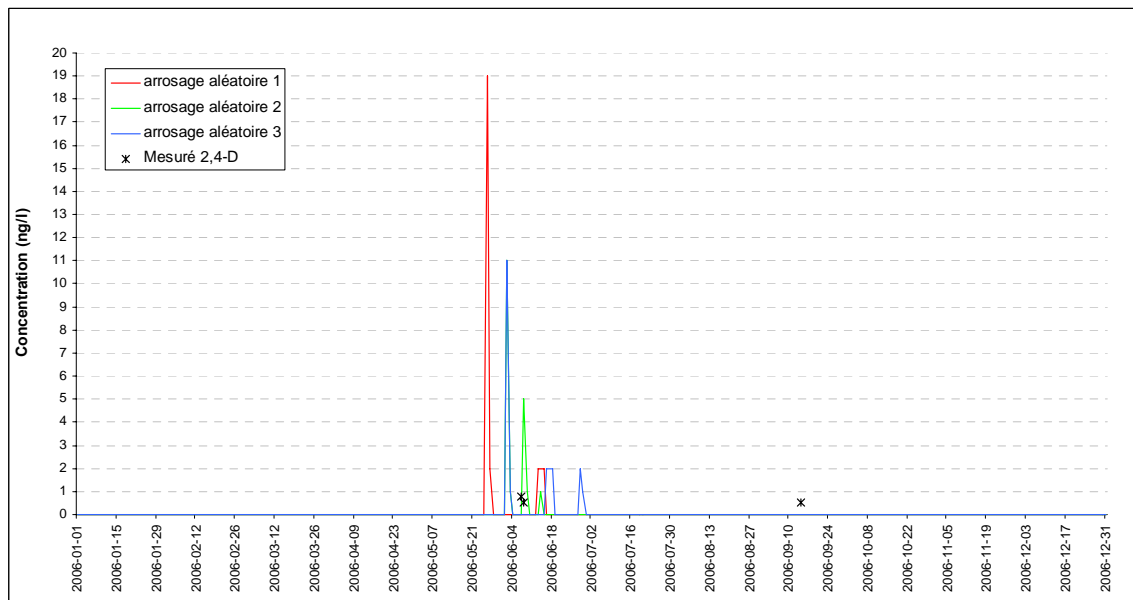


Figure 2.82 : Concentrations de *2,4-D* simulées et mesurées à la station Silver Creek pour l'année 2006

3 CADRE DE DÉTERMINATION DES NPA ET NPI

3.1 CONTEXTE DU DÉVELOPPEMENT DES NPA ET DES NPI

3.1.1 Rappel d'objectifs et de résultats obtenus

Le présent chapitre a pour but de rappeler et d'ajouter des éléments de réflexion liés au cadre de détermination des **NPA**, en relation avec les **NPI**. Ces éléments s'ajoutent, en particulier, à la réflexion posée par l'importance (dans les **NPI**) de critères et d'outils d'évaluation (éco)toxicologiques.

Rappelons **deux principaux objectifs de méthodologies et de transfert du projet** (Rapport R-786F pour EC, Rousseau *et al.*, 2006) :

- (1) Modélisation hydrologique du transport de pesticides vers les eaux de surface à l'échelle de bassins versants, et :
- (2) Développement et application de NPA pour les fins de la protection de la qualité des eaux de surface et de la vie aquatique.

« Dans le cadre de l'INÉNA menée par Environnement Canada (EC), des **NPI** et **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 (PGB). »

Nous rappelons ci-après la définition retenue pour ces normes :

- (1) « 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 définies à l'aide d'outils de modélisation. »

Les **NPA** sont déterminées à partir de la courbe de fréquence cumulée des concentrations en pesticides simulées pour une période et un tronçon donnés et un long intervalle de temps (Figure 2.2). Le rapport précédent (Rousseau *et al.*, 2006) a spécifiquement permis de développer pour cette fin une méthode de détermination des **NPA** à l'aide des modèles

hydrologiques de transport des pesticides. À cet égard, trois modèles (BASINS/HSPF, SWAT et GIBSI) ont été appliqués afin de simuler l'effet de pratiques agricoles sur les concentrations de pesticides dans la rivière Beaurivage, un sous-bassin de la Chaudière. Les résultats avaient notamment permis de mettre en évidence : (i) l'impact potentiel de scénarios de pratiques incluant des PGB (réduction du taux d'application de pesticides, largeur de bandes riveraines enherbées); et (ii) la grande importance de la justesse et de la représentativité des données de terrain relatives à l'application des pesticides (*e.g.* périodes et dates d'épandage des pesticides). Cette application de la modélisation avait permis de réaliser une démonstration complète de l'évaluation de NPA, ceci pour les composés *Atrazine*, *Métolachlor* et *MCPB*.

- (2) « 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 pesticide ou un groupe de pesticides. » Les NPI sont spécifiquement conçues pour les milieux aquatiques retrouvés dans des environnements affectés par des activités agricoles.

Les « courbes dose-réponse » mentionnées ci-haut correspondent aux « Species Sensitivity Distribution » (SSD).

Selon EC, l'utilisation de SSD constitue l'approche privilégiée pour l'estimation de la NPI d'un pesticide lorsque cette SSD est disponible. Cependant, et lorsqu'une SSD n'est pas disponible pour un pesticide (*e.g.* manque de données dans la littérature), une autre approche ou outil écotoxicologique doit être envisagé par EC pour la détermination de la NPI.

Nous ne développerons pas ici ces autres approches de détermination de NPI par EC lorsque des SSD ne sont pas disponibles pour un pesticide. Il est important, en effet, de rappeler que tout au long du présent projet (voir Rousseau *et al.*, 2006), nous avons toujours abordé et discuté avec EC des impacts biologiques des pesticides en termes de NPI obtenues à partir de SSD (comme approche méthodologique « modèle » à privilégier). Le développement et l'application par EC de tout autre mode détermination de NPI (*e.g.* « lowest acceptable toxicity test », communication personnelle de EC, 19 avril 2007) ne sont pas du ressort du présent projet et ne seront ainsi pas discutés à ce stade de l'étude. Cette question est, en effet, du ressort d'un autre groupe de travail de l'INÉNA (indépendant du présent projet) et spécifiquement dédié à la détermination des NPI par EC.

Pour ces raisons, nous ne prendons ici en exemple que le seul cas (idéal) pour lequel une SSD serait disponible pour la détermination d'une NPI. Précisons encore une fois que de telles SSD ne sont pas toujours disponibles pour certains des pesticides jugés prioritaires par EC.

Une NPI est ainsi déterminée à partir de considérations écotoxicologiques. *En matière de gestion*, elle doit permettre d'assurer le respect d'un critère, d'un seuil ou de tout **niveau** de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Cette protection devrait pouvoir s'appliquer pour un ensemble d'organismes biologiques incluant, idéalement, l'organisme le plus sensible (et donc le plus vulnérable) au(x) pesticide(s) considéré(s).

Les NPI sont développées pour EC pour un certain nombre de pesticides jugés prioritaires. Rappelons que les dix pesticides prioritaires d'EC (« *Top ten* ») sont :

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

Les NPI qui ont été (et qui seront) développées par EC comprennent ainsi ces dix pesticides jugés prioritaires.

Succinctement, et tel que mentionné précédemment, les **principaux objectifs liés au développement des NPA, en relation avec les NPI**, ont déjà ainsi permis de :

- (1) Proposer une évaluation quantitative d'une NPA à partir de la modélisation du transport (utilisation de courbes de fréquence cumulée des concentrations et d'une probabilité de dépassement de 10%, comme valeur de NPA);
- (2) Démontrer l'applicabilité de trois modèles hydrologiques pour l'évaluation de NPA (sous scénarios de PGB), ceci pour deux pesticides sur un bassin versant du Québec;
- (3) Mettre en évidence, entres autres, la très grande importance des données liées aux pratiques phytosanitaires (e.g. périodes d'épandage) sur l'évaluation des NPA;
- (4) Classifier 340 pesticides en six groupes selon leurs propriétés bio-physico-chimiques.

La figure 3.1 présente l'approche que nous avons déjà proposée pour la détermination des NPA (Rousseau *et al.*, 2006). Parmi les principaux objectifs du projet et résultats déjà obtenus cités ci-haut, les points (1), (2) et (4) sont aisément identifiables sur la figure 3.1.

Le présent chapitre s'inscrit dans la poursuite de la réflexion portant sur la détermination de NPA et de NPI. En effet, les résultats antérieurs ont déjà démontré l'intérêt et la faisabilité de la méthode proposée de détermination de NPA à l'aide de la modélisation hydrologique. Il est, de plus, utile de rappeler brièvement (dans ce contexte de la modélisation hydrologique du transport) la relation **qualitative** entre les NPA et les NPI. Finalement, nous aborderons, à titre d'éléments de réflexion liés au transfert des résultats de la modélisation du transport, certains aspects d'ordre écotoxicologique associés aux NPI. Tel que mentionné précédemment, nous considérerons des NPI déterminées (idéalement) à partir de courbes dose-réponse. Rappelons, encore une fois, que de telles courbes dose-réponse ne sont pas disponibles pour la totalité des pesticides pouvant être jugés d'intérêt par EC.

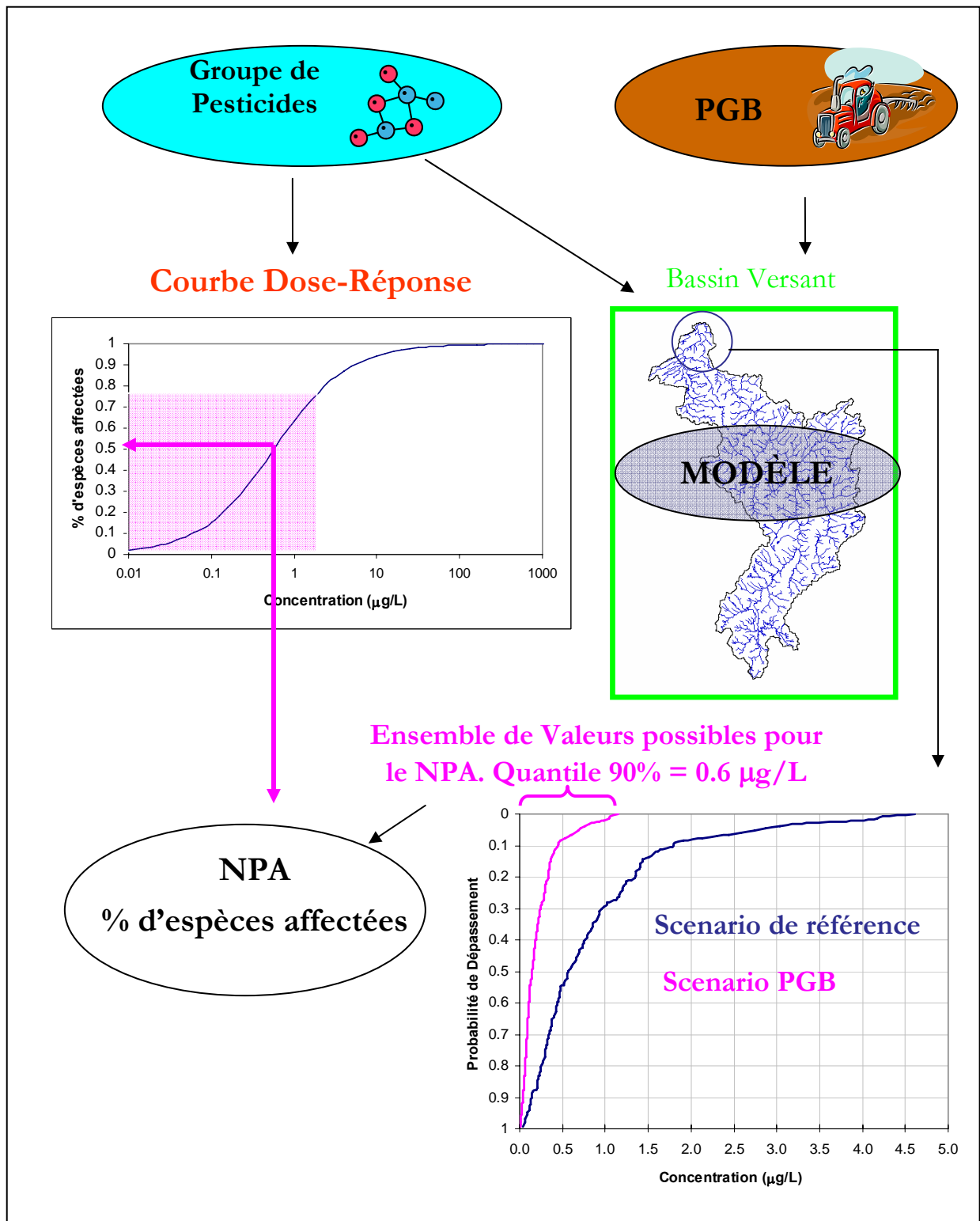


Figure 3.1 : Schématisation de l'approche pour la détermination des NPA (dans ce cas, le NPA est déterminé indépendamment du NPI). Tiré de Rousseau *et al.* (2006)

3.1.2 Relation entre NPA et NPI : l'impact biologique

Nous reprenons ci-après et brièvement le principe général pour l'approche proposée de détermination de NPA, ainsi que sa relation avec une NPI. Nous avons proposé antérieurement (Rousseau *et al.*, 2006) 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 (lorsque disponibles) utilisées pour la détermination des NPI (voir Figure 3.1). 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) permet d'aborder la notion de risque écotoxicologique dans la définition des NPA.

Également, et dans ce contexte, tout résultat de concentrations simulées révèle un cadre (théorique ou appréhendé) quant à des conditions spatio-temporelles d'exposition des organismes aquatiques aux pesticides. L'utilisation des modèles permet d'obtenir une gamme de valeurs possibles de concentration à laquelle correspond un impact écotoxicologique. Les résultats des simulations pour les concentrations en pesticides (*e.g.* NPA) peuvent être reliés à l'impact écotoxicologique à l'aide des courbes dose-réponse qui sont elles-mêmes, lorsque disponibles, à la base de la détermination des NPI. À chaque valeur de concentration simulée par le modèle correspond donc un pourcentage d'espèces affectées. **Il est ainsi intéressant d'examiner quelques aspects de l'établissement des ces courbes dose-réponse**, définies ici comme étant les courbes « Species Sensitivity Distribution » ou SSD (Figure 3.2, CANTOX Environmental, 2005).

Mentionnons encore une fois que les SSD ne sont pas disponibles pour la totalité des pesticides pouvant être jugés d'intérêt par EC. Lorsque la toxicité aiguë (à court terme) d'un pesticide est connue, EC pourra, dans bien des cas, utiliser une SSD pour la détermination d'une NPI (communication personnelle d'EC, 19 avril 2007). D'autres méthodes pourront être utilisées par EC pour la détermination d'une NPI, particulièrement lorsque le critère primordial sera la toxicité chronique (long terme) (communication personnelle d'EC, 19 avril 2007).

Nous revenons, ci-après, à la relation entre NPA et NPI. Rappelons que les valeurs de NPA sont (ou peuvent être) spécifiques à des conditions hydrologiques et agro-pédoclimatiques, à des pratiques culturales et des PGB, pour chaque bassin versant étudié.

De leur côté, les valeurs de NPI peuvent être, si souhaité ou inévitable (*e.g.* manque de données), génériques et ainsi être appliquées indifféremment (si accepté) à différents bassins versants. L'utilisation générique (valeur applicable à plusieurs bassins versants) signifie que les valeurs des NPI et que l'allure des SSD sont considérées comme étant invariables d'un bassin versant donné à un autre, ceci à l'échelle du Canada. Une utilisation générique (pancanadienne) des mêmes NPI et des mêmes SSD paraît difficilement évitable lorsque la composition du biota aquatique de divers bassins versants, ainsi que la sensibilité de chacune des espèces biologiques à l'intérieur de ces divers bassins et à un pesticide particulier (sous les conditions d'exposition *in situ*) ne sont pas connues avec suffisamment de certitude et/ou de représentativité.

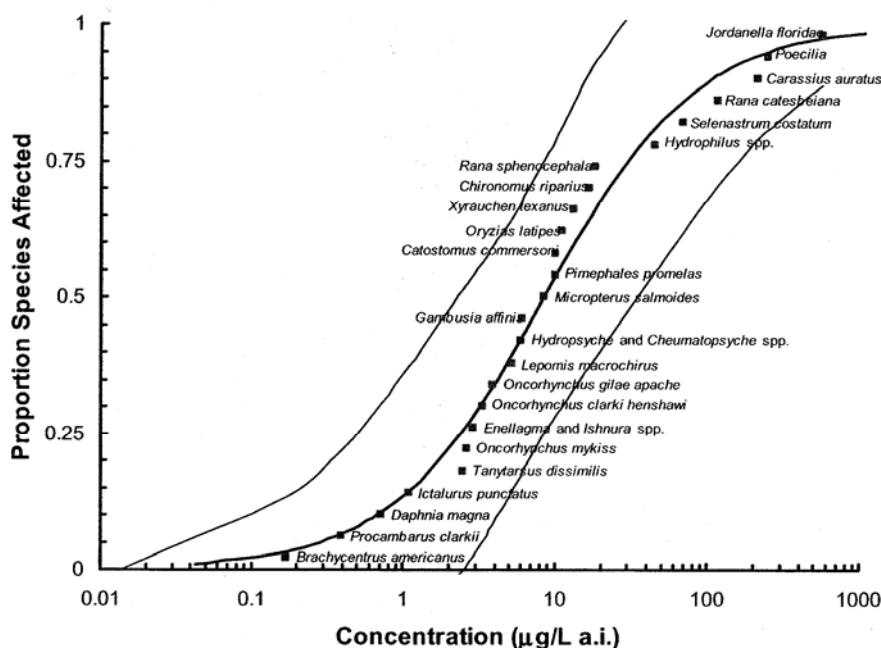


Figure 3.2 : Exemple d'une courbe de distribution de sensibilité des espèces. Cas du pesticide *permethrin* (source : CANTOX Environmental, 2005)

Toute approche qui sera ultérieurement retenue dans l'application de NPI (*e.g.* générique ou non d'un bassin versant à l'autre) déterminera ainsi en retour, dans une certaine mesure, l'importance qu'il faudra accorder (actions correctrices ou interventions) aux valeurs de NPA déterminées à partir de la modélisation hydrologique. Il apparaît ainsi que des éléments de réflexion d'ordre écotoxicologique sont utiles pour aider à assurer, ultimement, une interprétation appropriée (pour fins de gestion) des impacts possibles des concentrations prédites en pesticides dans les cours d'eau récepteurs. Ces impacts écotoxicologiques pressentis seront fonction des valeurs des NPI pour des pesticides particuliers, valeurs qui sont développées pour le compte d'AAC.

3.2 RÉFLEXION : NPI/SSD/ÉCOTOXICOLOGIE

Les éléments de réflexion présentés ici constituent en fait des points à conserver à l'esprit afin de mieux cibler, ultérieurement, la signification écotoxicologique des NPA estimées à partir de la modélisation hydrologique du transport des pesticides. Les valeurs de NPA seront en effet comparées (en termes d'impact biologique) à celles des NPI. Pour cette raison, la signification, la portée (et donc le mode de détermination) des NPI sont importants à considérer lors du transfert (protection de la vie aquatique) des valeurs de NPA auprès du milieu agricole.

Les éléments décrits ci-après n'ont pas pour but de réaliser une revue de la littérature quant aux paramètres de toxicité (*e.g.* NOEL, LOEC, CL_{50} , *etc.*) ou à l'établissement des courbes dose-réponse (SSD) de différents organismes aquatiques (algues, invertébrés, mollusques, poissons, *etc.*). Ces éléments de réflexion n'ont pas pour but de réaliser, par ailleurs, une revue de littérature quant aux normes ou critères pour la protection de la vie aquatique et aux SSD en regard d'un (ou de) pesticide(s) particulier(s). Rappelons simplement que des valeurs de NPI et, s'il y a lieu, de SSD, doivent être établies pour les pesticides (ou groupes de pesticides) d'intérêt afin d'interpréter de façon écologiquement appropriée des valeurs de NPA obtenues par modélisation hydrologique. **Ceci est d'autant plus important qu'il faut ici rappeler que les concentrations simulées représentent des concentrations journalières.**

3.2.1 Paramètres de toxicité

Nous rappelons ici, très brièvement et de façon non exhaustive, la définition de quelques paramètres de toxicité établis sur la mesure des effets toxiques. Chacun de ces paramètres peut présenter, à divers degrés, des limites tant au niveau de leur quantification (*e.g.* évaluation en laboratoire, micro- ou mésocosme), qu'à celui de la fiabilité et de la représentativité lors de l'évaluation des risques (extrapolés) en milieu naturel. Également, nous examinons quelques-uns des liens entre ces paramètres, la courbe-dose réponse (SSD) et les NPI.

- **Effets aigus et effets chroniques** : ils se distinguent surtout selon la durée d'exposition des organismes au contaminant présentant un niveau de toxicité donné. Mesure de la toxicité à court terme : aigue. Mesure à plus long terme : chronique.
- **Effets létaux : DL_{50} et CL_{50}** (à 24 h ou 96 h) : dose ou concentration provoquant 50 % de mortalité dans la population exposée au contaminant durant une période de temps donnée. Le niveau de mortalité considéré peut varier (autre que 50 %) selon l'application désirée. Il y a un intérêt particulier à préciser le temps d'exposition ici (*e.g.* 24 h ou 96 h) car les concentrations simulées par les modèles de transport représentent des concentrations journalières auxquelles les organismes seront théoriquement soumis.

- **Effets sub-létaux : DE_{50} et CE_{50}** : dose ou concentration provoquant un « effet » (réserve énergétique, poids, croissance, motricité, reproduction, évitement, *etc.*) chez 50 % de la population exposée durant une période de temps donnée. Le niveau de l'effet considéré peut varier (autre que 50 %) selon l'application désirée. Le paramètre **CE** (anglais : EC) est très utilisé en écotoxicologie, notamment pour l'établissement de SSD.
- **NOAEL ou NOEL** (« no observed - adverse - effect level ») : niveau d'absence d'effets secondaires observés (parfois appelé : dose la plus élevée sans effet décelable).
- **NOEC** (« no observed effect concentration ») : concentration la plus élevée sans effet décelable.
- **LOAEL** (« lowest observed adverse effect level ») : niveau le plus bas d'effets secondaires observés (parfois appelée : dose la plus faible ayant un effet décelable).
- **LOEC** (« lowest observed effect concentration ») : concentration la plus faible ayant un effet décelable.

Notons que la valeur assignée à ces paramètres pour un contaminant donné, de même que leur intérêt pour une application dans des conditions environnementales *in situ*, seront fortement conditionnés par l'exposition des organismes à un certain niveau ou intensité (dose, concentration, durée d'exposition) de contaminant donné. Par ailleurs, une connaissance des seuils (NOEL, LOEC, *etc.*) n'est pas suffisante pour quantifier les impacts : ces seuils indiquent la présence ou l'absence de risque (d'impact).

3.2.2 Courbe dose-réponse (SSD)

La notion de courbe dose-réponse est utilisée ici au sens écotoxicologique large, soit une fonction (courbe, relation) simple de type « Concentration-Réponse » (Figure 3.2). La courbe dose-réponse est la fraction (ou pourcentage) du nombre d'espèces affectées en fonction du log (concentration) du pesticide en solution. L'intervalle de confiance est de 95 %.

À l'intérieur de la courbe Concentration-Réponse (que nous appelons ici SSD au sens large), les espèces peuvent subir un effet : (i) irréversible (mortel), traduit notamment par CL_{50} (50 % mortalité dans la population exposée) ou (ii) délétère, traduit entre autres paramètre par CE_{50} . Sur la courbe dose-réponse, chaque point représente la valeur pour un paramètre (*e.g.* CL_{50}) établie pour un organisme (ou espèce-cible) biologique.

Lorsqu'elles sont disponibles pour un pesticide (ou un groupe de pesticides), les SSD peuvent être utilisées dans le présent projet :

- soit pour estimer la concentration en pesticide à laquelle une proportion prédéterminée d'espèces va probablement subir des effets toxiques directs;
- soit pour estimer quel pourcentage des espèces subira un effet toxique lorsque exposé à une ou des concentrations prédéterminées (ex. : NPA, concentrations simulées sous différents scénarios de PGB appliqués, *etc.*).

Les NPI qui seront développées pour AAC correspondront, sans doute pour des fins de gestion et de transfert, à des valeurs discrètes de concentrations en pesticide. Il est important de rappeler que tout paramètre de toxicité, critère de qualité de l'eau, norme, standard (*etc.*) comprend une incertitude qui peut être importante lors de son estimation (*e.g.* approche et techniques de détermination), de son extrapolation (*e.g.* effets d'échelle) et de sa transposition (*e.g.* du milieu contrôlé en laboratoire au milieu naturel). La réflexion d'EC sur « ce que doit être une NPI idéale » est toujours d'actualité et demeure potentiellement évolutive. De leur côté, les NPA (basées sur les concentrations simulées en présence ou non de PGB) pourraient ultérieurement (Rousseau *et al.*, 2006) être estimées sur la base d'une fréquence de dépassement de la NPI (évaluation probabiliste), et ceci en considérant des échelles spatio-temporelles prédéfinies (voir Point 3.1.1). Il est ainsi intéressant de constater que les valeurs à la fois de NPA et de NPI, qui seront comparées entre elles, comprennent chacune (de par leur mode de détermination) une incertitude dont la grandeur et la portée sont encore peu connues.

3.2.3 Niveau de protection souhaité des espèces aquatiques

3.2.3.1 Généralités

Le pourcentage d'espèces aquatiques à protéger, tel qu'il sera représenté sur les SSD, est une décision qui est du ressort d'EC dans le présent projet. Également, EC a le mandat de définir « ce qui doit être protégé et pourquoi » (nature, composition, structure, intégrité, fonctionnalité et diversité des communautés d'organismes biologiques). Il est utile de rappeler que les SSD sont souvent obtenues à partir d'une exposition d'organismes en conditions contrôlées et à l'intérieur d'un cadre expérimental normalisé et spécifique. Ceci pourrait poser certaines limites lors d'une extrapolation visant à estimer la réponse biologique attendue en conditions réelles de terrain (*in situ*). En effet, la réponse *in situ* des organismes biologiques est susceptible de différer de celle observée en conditions de laboratoire (pour de multiples raisons non énumérées ici). Pour ces raisons, il n'est pas exclu en toute hypothèse qu'une concentration en pesticide affectant 10 % d'espèces en laboratoire ou en mésocosme (telle que prédite par une SSD standard) affecterait dans la réalité un pourcentage différent d'espèces en conditions réelles de terrain.

3.2.3.2 Notion de risque

Tel que mentionné précédemment, une évaluation dose-réponse consiste à caractériser le rapport entre l'intensité de l'exposition et le seuil ou niveau d'effets délétères pour les organismes aquatiques. La réponse biologique sera fonction de l'intensité de l'exposition, parfois exprimée par la relation qualitative : Concentration x Temps d'exposition. La caractérisation des risques est obtenue en considérant la nature et l'intensité des risques d'altération que subissent les organismes soumis à un composé toxique. Différentes approches, méthodes et évaluations numériques sont utilisées dans la littérature pour l'estimation des risques. Pour les aspects liés à l'exposition (intensité-durée), notons entre autres l'importance :

- (i) Des composés toxiques (utilisation, nombre, concentrations);
- (ii) De l'intervalle de temps considéré pour l'apport des pesticides dans les eaux (événements pluviaux épisodiques, évolution saisonnière), et :
- (iii) Du facteur d'échelle spatial (ou de l'ordre des cours d'eau) : en effet, les pics de concentrations sont souvent élevés et de courte durée dans les ruisseaux, alors qu'ils sont souvent moins élevés mais étalés dans le temps pour le cas des petites, puis des grandes rivières.

Sachant que les résultats de la modélisation hydrologique du transport des pesticides fournit des concentrations simulées (« niveau d'exposition ») journalières (« durée d'exposition ponctuelle »), et ceci sur un tronçon de rivière donné (déterminant en cela le une « intensité globale de l'exposition »), il est alors important de conserver à l'esprit le lien entre les significations respectives des NPA et NPI eu égard aux impacts biologiques. En effet, les NPI sont déterminées à partir de données écotoxicologiques, elles-mêmes basées sur des « intensités » d'exposition des organismes aux composés toxiques (concentration, durée, *etc.*). De leur côté, les NPA représentent également des concentrations en rivière (simulées par la modélisation hydrologique), journalières (déterminant un pas de temps pour l'exposition) et ceci durant un intervalle de temps donné (ex. : simulation des concentrations journalières pour toute la période de culture et d'exportation des pesticides). Les NPA déterminent ainsi un cadre spatio-temporel d'exposition des organismes aux pesticides exportés des champs agricoles, et l'impact biologique de ce cadre d'exposition est à lier à celui défini par les NPI.

Notons finalement que les effets synergiques et/ou antagonistes potentiels pouvant être causés aux organismes biologiques en présence d'un mélange de très faibles concentrations de pesticides (sous les valeurs des normes, seuils ou critères) demeurent une question de premier ordre qui préoccupe depuis longtemps les ministères provincial et fédéral de l'Environnement.

3.3 ASPECTS ÉCOTOXICOLOGIQUES DU PRÉSENT PROJET

Nous avons présenté dans les paragraphes précédents des résultats obtenus ainsi que des éléments de réflexion relatifs à :

- (1) La détermination de (et la relation entre) NPA et NPI;
- (2) L'importance de l'interprétation écotoxicologique (ainsi que certaines limites et incertitudes pouvant y être associées) dans l'évaluation et le transfert de normes de performance agro-environnementales;
- (3) Des notions de paramètres de toxicité et de courbes SSD qui conditionnent, à la source, la signification écologique des **niveaux** de concentrations en pesticides d'une part, susceptible de causer des effets non acceptables (NPI) et d'autre part, susceptibles de se retrouver dans le milieu récepteur sous différents scénarios de pratiques agricoles - soit des concentrations simulées (NPA).

En effet, ces éléments d'ordre écotoxicologique sont utiles pour aider à assurer, ultimement, une interprétation appropriée (pour fins de gestion) des impacts possibles des concentrations prédites en pesticides dans les cours d'eau. Ces impacts écotoxicologiques pressentis seront fonction à la fois des valeurs NPA et des NPI. **Pour cette raison, il convient à ce stade d'énoncer ci-après des éléments (ou hypothèses de travail) qui soient compatibles avec les objectifs d'EC et d'AAC. Rappelons que ces objectifs visent ultimement la protection de la vie aquatique.** Certains éléments (ou hypothèses de travail) ont bénéficié de l'avis de M. Paul Jiapizian, membre du Bureau de recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (communication du 22/01/07). Ces éléments sont évoqués ici dans le seul but d'assurer la meilleure signification environnementale possible (et donc le meilleur transfert) des NPA déterminées à partir de la modélisation hydrologique du transport des pesticides. Cette signification environnementale des NPA est fonction de la portée écotoxicologique des NPI, ces derniers étant eux-mêmes tributaires des paramètres de toxicité, du pourcentage d'espèces à protéger et des SSD utilisés lorsqu'ils sont disponibles.

3.3.1 Choix de paramètres de toxicité et du pourcentage d'espèces à protéger

Niveau de toxicité : dans ce projet qui est appliqué au cas de composés biocides, il serait intéressant, voire préférable, de viser la toxicité aiguë comme mesure d'impact à utiliser pour les SSD (et donc l'élaboration de NPI). Les valeurs des paramètres associés (*e.g.* **CL₅₀**) sont généralement disponible pour les pesticides.

Établissement des SSD : pour l'établissement de SSD, le paramètre de toxicité souhaitable est, dans un premier temps, la CL_{50} . En l'absence de banque de données appropriées (homogènes, complètes, *etc.*) pour la CL_{50} et pour un pesticide donné, la CE_{50} présente un bon intérêt qui doit néanmoins bien refléter la nature des impacts du pesticide considéré. En effet, et à titre d'exemple, un herbicide pourra présenter un effet « rapidement » visible et « aisément » quantifiable pour une algue, mais non pour un mollusque : ceci pourrait limiter l'intérêt ou la portée de SSD établies à partir de certains organismes bien différemment vulnérables. Dans le cas de la toxicité chronique ou des expositions à long terme, les NPI seraient généralement déterminées par EC *via* des méthodes autres que celle utilisant une SSD.

Niveau de protection des espèces aquatiques : il est clair que le niveau choisi de protection est idéalement de 95 % et que les NPI permettraient de viser (idéalement) la protection d'au moins 95 % des espèces aquatiques.

3.3.2 Disponibilité de SSD pour des pesticides particuliers

Il est présumé que certaines SSD pourraient être retrouvées dans la littérature dans le cas de pesticides particuliers. Par ailleurs, et dans le cadre du projet INÉNA-Pesticides, les ministères AAC et EC sont susceptibles de faire appel à des experts-conseils externes dans le but de proposer (ou d'élaborer) des SSD pour des pesticides reconnus comme étant prioritaires. Suite à la téléconférence du 14 mars 2007 entre EC, AAC et l'INRS-ETE (voir Annexe K), M. P. Jiapizian a transmis le 15 mars à l'INRS-ETE la liste des pesticides pour lesquels une valeur de NPI sera développée. Il s'agit des pesticides suivants :

- En 2005-2006, les NPI ont été développés pour les dix (« *Top ten* ») pesticides prioritaires d'EC, soit :
 - *Atrazine; Chlorpyrifos; Diquat; Fluroxypyr-methyl; Malathion; Methomyl; Pendimethalin; Quintozene; Tefluthrin; Trichlorfon.*
- En 2006-2007, des NPI seront développés pour les pesticides suivants :
 - *2,4-D; Carbofuran; Cypermethrin; Diazinon; Endosulfan; Flufanacet; Glyphosate; Methamidophos; Thifensulfuron-methyl; Thiram.*

Il est ainsi présumé que des SSD pour certains de ces pesticides existent actuellement ou seront élaborées ultérieurement, selon des paramètres de toxicité convenant à la détermination de NPI. Il n'y a pas, à notre connaissance et à ce stade, de SSD disponible pour le *Métolachlor* ni pour le *MCPB*, soit deux pesticides ayant fait l'objet de la démonstration du développement de NPA à partir de l'application de trois modèles hydrologiques de transport dans le sous-bassin de la Beaurivage (Rousseau *et al.*, 2006). Cet herbicide est en effet considéré dans le contexte

actuel comme un composé présentant une problématique de contamination plutôt « régionale » (spécifique au Québec, surtout).

3.4 CONCLUSION

Le cadre général et le contexte d'application (transfert des résultats) du développement de NPA, en regard de NPI, nécessite plusieurs niveaux de considération pour les fins ultimes de la protection de la vie aquatique. Nous avons rappelé et développé, dans ce chapitre, quelques objectifs principaux et certains résultats obtenus antérieurement (Rousseau *et al.*, 2006), tous liés à l'intérêt, la signification et la portée environnementale des NPA dont le développement fait l'objet principal de ce travail. Ainsi, le développement et la portée environnementale (écotoxicologique) d'un NPA est notamment fonction (voir certains de ces éléments à la Figure 3.1) :

- (1) De l'évaluation d'une NPA à partir de la modélisation du transport. À cet égard, nous avons déjà proposé et démontré l'intérêt et la faisabilité d'utiliser des courbes de fréquence cumulée des concentrations simulées et une probabilité de dépassement de 10 %, comme valeur de NPA. La démonstration de cette approche a été faite en considérant trois modèles, trois pesticides et un bassin versant du Québec (Rousseau *et al.*, 2006).
- (2) Du cadre spatio-temporel d'exposition des organismes aux pesticides. Nous avons soulevé de façon commune (EC, AAC et INRS-ETE) mais très succincte, la question de l'exposition des organismes aquatiques aux pesticides dont la présence dans l'eau est souvent de nature épisodique (pluies) et pour une période donnée (*e.g.* l'été). Il est utile de conserver à l'esprit d'une part, que les concentrations prédites par les modèles sont journalières, et d'autre part, que plusieurs paramètres de toxicité sont établis pour des durées d'exposition de 24 h à 96 h. Tel qu'indiqué dans ce chapitre, la grandeur de l'impact biologique sera fonction de l'intensité de l'exposition (concentration/dose et durée d'exposition). L'utilisation des modèles permet donc d'obtenir une gamme de valeurs possibles de concentration à laquelle correspond un impact biologique dans un cadre spatio-temporel donné.
- (3) De la relation entre NPA et NPI. Du seul point de vue écotoxicologique, le NPA peut être relié à l'impact biologique 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).

- (4) Liens entre les paramètres de toxicité, la courbe-dose réponse (SSD) et les NPI. Nous avons examiné certains aspects liés aux paramètres de toxicité et aux courbes dose-réponse (SSD) qui conditionnent, à la source, la signification écologique des **niveaux** de concentrations en pesticides d'une part, susceptible de causer des effets non acceptables (NPI) et, d'autre part, susceptibles de se retrouver dans le milieu récepteur sous différents scénarios de pratiques agricoles - soit des concentrations simulées (NPA). Cette signification environnementale des NPA est fonction de la portée écotoxicologique des NPI, ces dernières étant elles-mêmes tributaires des paramètres de toxicité, du pourcentage d'espèces à protéger et des SSD utilisés, lorsque disponibles.

L'approche globale déjà proposée pour la détermination de NPA peut ainsi être appliquée à différents pesticides de classes chimiques différentes, à différents bassins versants, et à des composés actuels et futurs pour lesquels une NPI a été développée ou non.

L'avantage de cette approche intégrée « modélisation hydrologique – méthode d'estimation des NPA – signification écotoxicologique » est ainsi d'assurer une interprétation la plus adéquate possible (pour fins de gestion et de transfert) des impacts biologiques potentiels des concentrations en pesticides prédites dans les cours d'eau.

4 RÉSULTATS

Les valeurs de NPA ont été calculées à l'aide des concentrations en pesticides simulées par GIBSI sur un cumulatif d'une trentaine d'années (voir Tableau 4.1). Les séries météorologiques disponibles, et des arrosages aléatoires différents, ont servi à générer les concentrations utilisées pour calculer une NPA sur chaque tronçon du réseau hydrographique modélisé. Cette approche permet de tenir compte en partie de l'incertitude sur les concentrations simulées induite par les incertitudes quantifiées des variables d'entrées (en l'occurrence dates d'arrosage sur les différentes cultures en place). Seules les concentrations supérieures au seuil de détection du pesticide, et simulées lors de la période du 1^{er} mai au 31 août, ont été utilisées pour établir les NPA aux tronçons exutoires des bassins modélisés (dans le cas de la Wilmot, les NPA sont illustrées pour le tronçon en amont du lac adjacent à l'exutoire, puisque les concentrations de *Carbofuran* simulées en aval du lac étaient toutes inférieures au seuil de détection).

Des cartes NPA sont aussi présentées aux sections 4.1 à 4.5. Celles-ci illustrent la valeur d'une NPA pour chaque tronçon de rivière du réseau hydrographique d'un chaque bassin à l'aide d'une couleur selon une échelle allant du bleu foncé vers le rouge, le rouge représentant les tronçons dont la valeur de la NPA est la plus élevée. Cette échelle est basée sur les différents critères disponibles pour les pesticides retenus dans le projet INÉNA-Pesticides pour les NPA. Ces critères sont présentés au tableau 4.2. Cette façon de présenter les résultats permet d'interpréter les NPA selon différents seuils de toxicité (ex. : NPI chronique, NPI aiguë, et/ou différents CPVA) .

Tableau 4.1: Nombre d'années simulées pour la détermination des NPA sur les bassins versants

Bassins	Détails	Nombre d'années simulées par scénario
Dunk/Wilmot	années météorologiques : 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 X 4 arrosages aléatoires	28
Yamaska	années météorologiques : 1995, 1996, 1998, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2006, 2007 X 3 arrosages aléatoires	30
South Nation	années météorologiques : 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007 X 2 arrosages aléatoires	26
Salmon River	années météorologiques : 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007 X 2 arrosages aléatoires	26

L'illustration à l'aide de cartes permet d'identifier rapidement les tronçons de rivière où les concentrations en pesticides risquent d'être les plus critiques. Les valeurs exactes de ces NPA ne sont pas présentés ici étant donnée le très grand nombre de tronçons de rivière simulés. À noter qu'il est possible d'identifier à l'interface graphique de GIBSI la valeur exacte de la NPA calculée sur chaque tronçon de rivière en déplaçant le curseur sur le tronçon désiré. Une carte illustrant les NPA calculées sur le bassin pour l'état de référence est présentée, en plus d'une carte pour chaque PGB simulé.

Tableau 4.2: Norme(s) et critère(s) pour les pesticides retenus dans le projet INÉNA-Pesticides pour les NPA

Bassin versant	Pesticide	Norme(s) ou critère(s) ($\mu\text{g/L}$)					
		Environnement Canada		CCME (Canada)	MDDEP (Québec)		
		NPI aiguë ¹	NPI chronique ¹	Eau douce ²	CPC (OAS) ³	CPVA (TA) ⁴	CPVA (EC) ⁵
Beaurivage, QC	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND*	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>MCPB</i>	ND	ND	ND	ND	170	7.3
Yamaska, QC	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND*	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>Glyphosate</i>	5409	604	65	ND	ND	65
South Nation, ON	<i>Atrazine</i>	82.12	12.53	1.8	0.78	ND	1.8
	<i>Métolachlor</i>	ND	ND	7.8	15	ND	7.8
	<i>Dicamba</i>	ND	ND	10	ND	ND	10
Wilmot/Dunk, P.E.I.	<i>Carbofuran</i>	4.1	0.12	1.8	ND	ND	1.8
Salmon River, B.C.	<i>MCPA</i>	ND	ND	2.6	ND	ND	2.6
	<i>2,4-D</i>	2506	31.6	4.0	ND	ND	47

* Valeur Non Déterminée (ou non calculée).

(1) **NPI**: Norme performance idéale ("Acute and Chronic IPS values, 2005-2006 and 2007-2008").

Approche pour NPI aiguë : courbe de sensibilité « SSD ». Approche pour NPI chronique : « SSD » sauf pour le *Carbofuran* : « interim ».

Source : P. Jiapizian, Environnement Canada (communication personnelle, 8 janvier 2008).

(2) Source : « Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life », CCME, Update 7.1, December 2007.

À l'adresse WEB du 8 janvier 2008 : http://www.ccme.ca/assets/pdf/aql_summary_7.1_en.pdf

(3) **CPC (OAS)** : Critère de prévention de la contamination (Organismes Aquatiques Seulement).

(4) **CPVA (TA)** : Critère de protection de la vie aquatique (Toxicité Aiguë).

(5) **CPVA (EC)** : Critère de protection de la vie aquatique (Effet Chronique).

Source des données MDDEP (Québec) : site WEB du 4 janvier 2008 : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm

Nota : Les données de CPVA(EC), MDDEP, sont basées (identiques) sur les valeurs recommandées par le CCME (Canada) sauf le *2,4-D*.

4.1 NPA POUR LE BASSIN DE LA DUNK

Le tableau suivant présente les NPA à l'exutoire du bassin versant de la Dunk pour le *Carbofuran* selon les PGB implantées. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Carbofuran* à la station DRM. Cela dit, on note au Tableau 4.3 que les Q90 décroissent en fonction des PGB implantées. Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 10 m, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux PGB), il se produit, si l'on considère le seuil 0.05 µg/L, des réductions de 0.6%, 46% et 46% des Q90 à l'exutoire du bassin. Par rapport au Q90 de référence (0.491 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.488, 0.265, et 0.265 µg/L. Les valeurs des Q90 sont comprises entre le NPI chronique de 0.12 µg/L (voir Tableau 4.2) et le CPVA (effet chronique) de 1.8 µg/L pour le *Carbofuran* (CCME, 2007).

Les figures 4.1 à 4.4 présentent les différentes cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon de rivière du réseau hydrographique. À noter que la plupart des NPA sont comprises entre le NPI chronique et le CPVA (effet chronique) (couleur bleu ciel). Ceci étant dit, on note que certains tronçons de tête ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA comprises entre le CPVA (chronique) et le NPI aiguë (couleur jaune) alors que quelques uns de ces tronçons de têtes ont des valeurs de NPA supérieures à ce NPI aiguë (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA; où certains tronçons passent à un intervalle inférieur et dans certains cas, comme en amont du lac près de l'exutoire, à un intervalle de concentrations inférieures au NPI chronique et même inférieures au seuil de détection (couleur bleu royal).

Tableau 4.3 : Quantile 90 des concentrations détaillées de *Carbofuran* (Q90) en fonction des PGB implantées sur les cultures de pommes de terre dans le bassin versant de la Dunk pour un seuil de 0.05 µg/L (période 1^{er} mai au 31 août)

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario			
			Base	BR10	-30%	BR10+ - 30%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]			
<i>Carbofuran</i>	<i>Pommes de terres :</i> 0.72	0.05	0.491	0.488	0.265	0.265

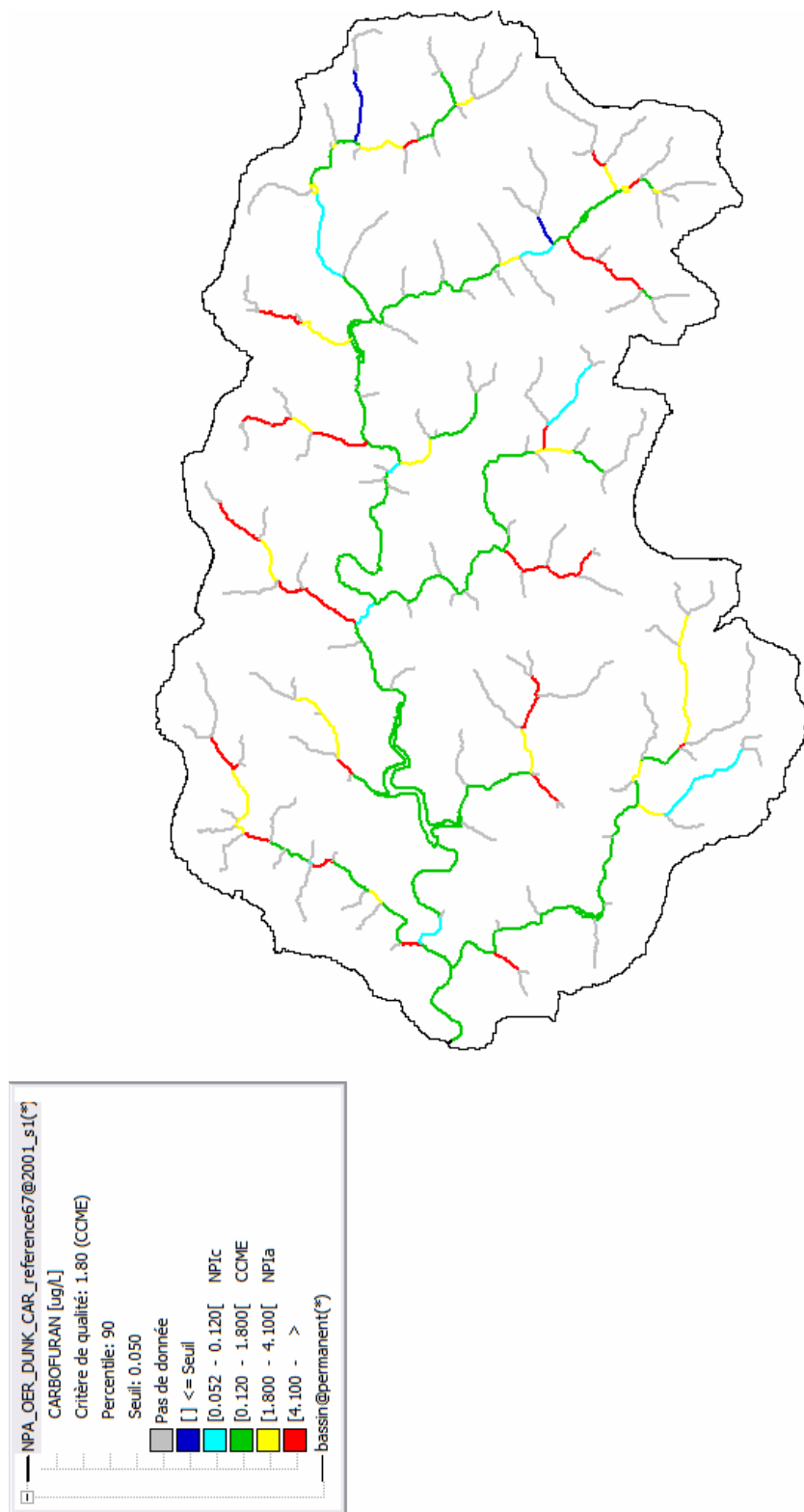


Figure 4.1 : Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec l'état de référence (scénario de base) sur le bassin de la rivière Dunk

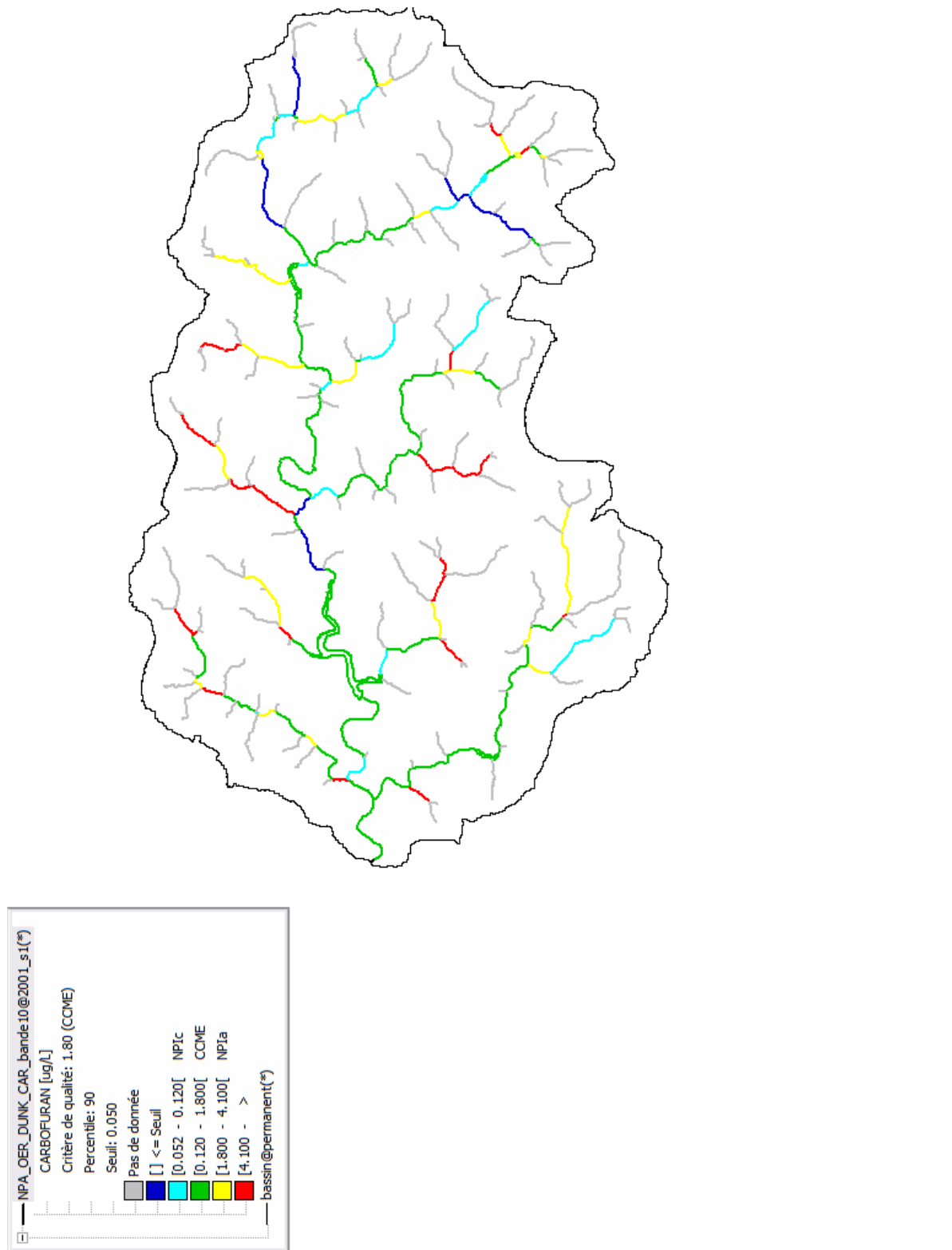


Figure 4.2 : Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Dunk

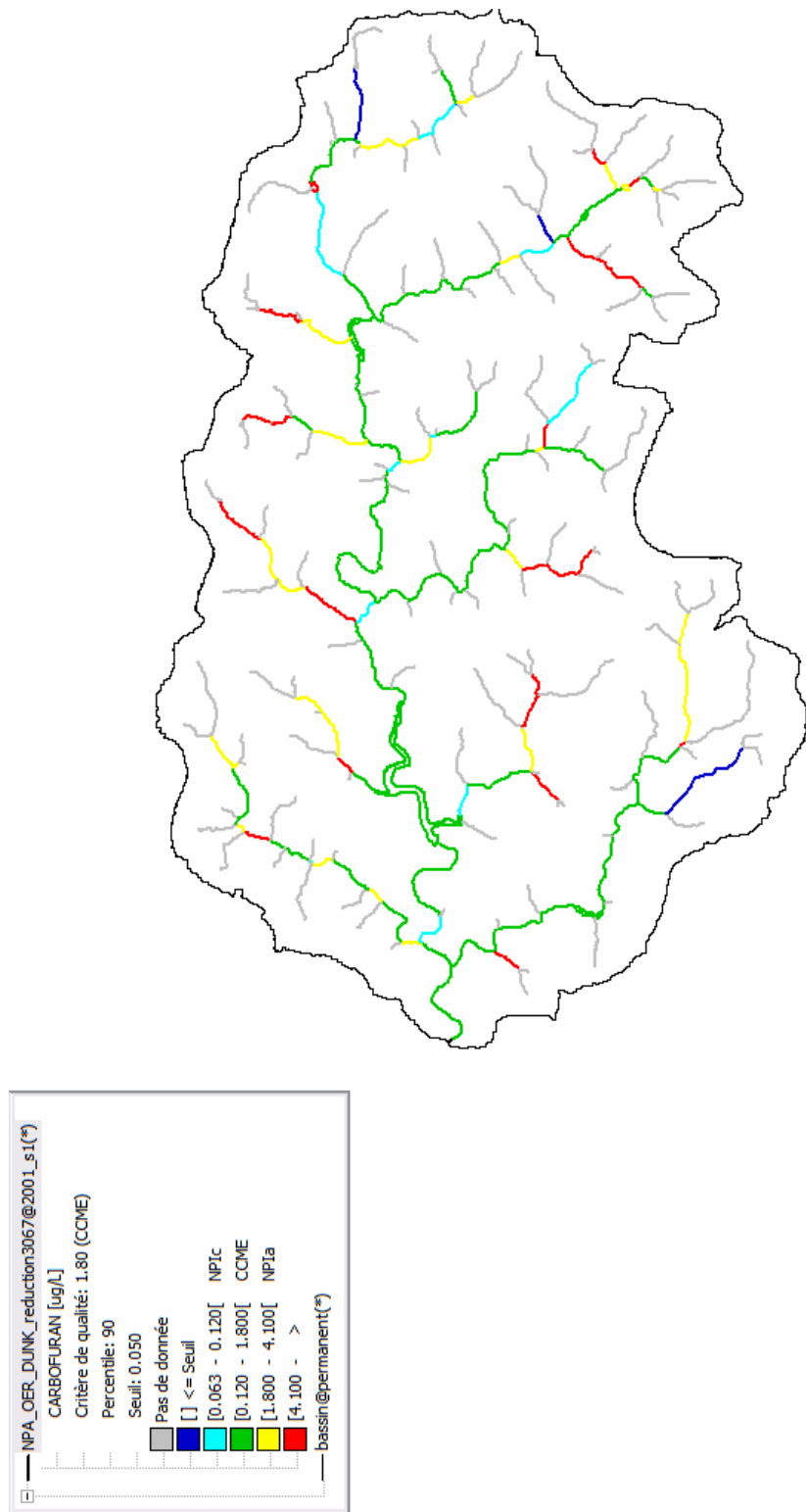


Figure 4.3 : Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière Dunk

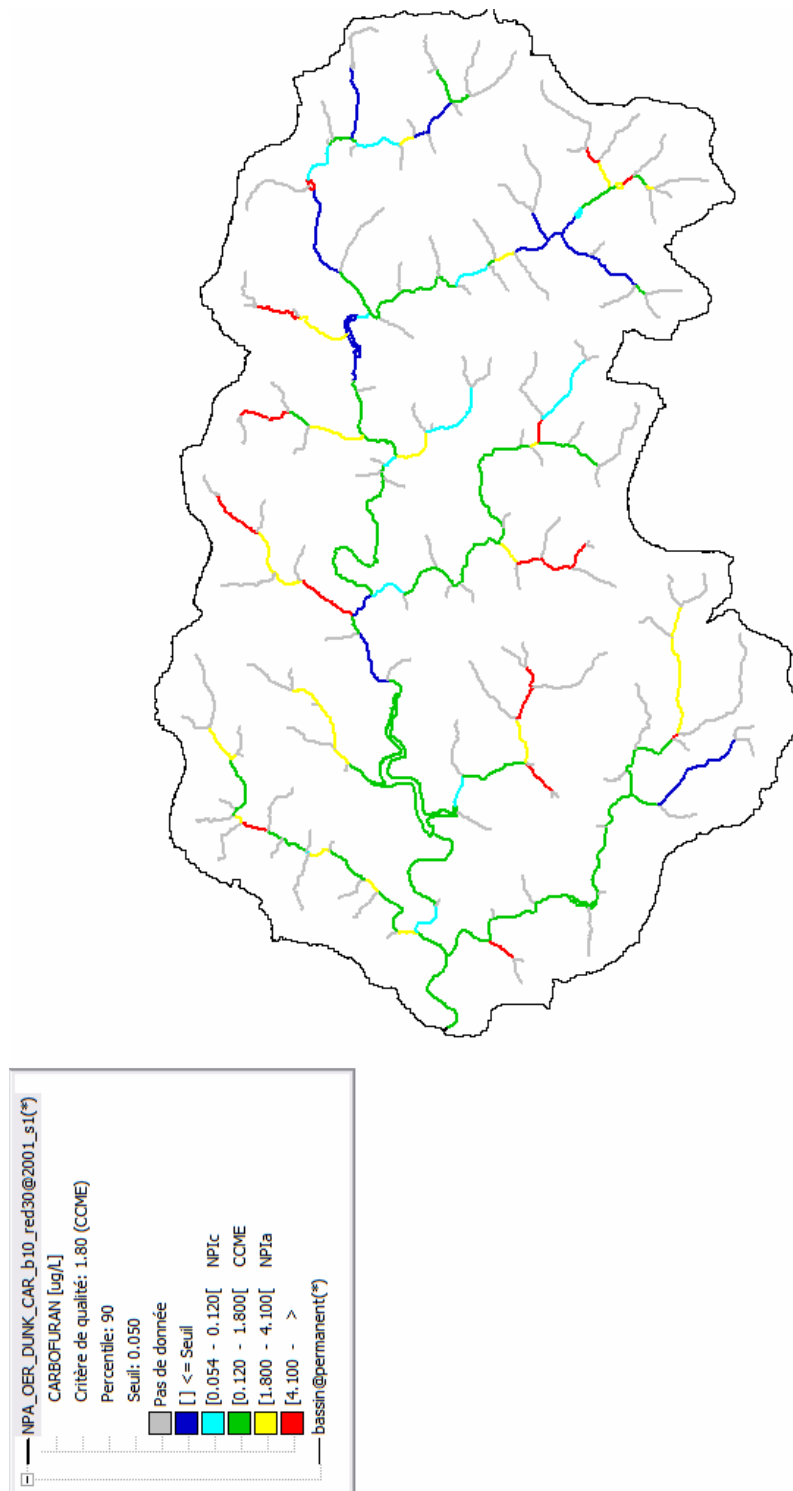


Figure 4.4 : Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec une réduction de 30% des taux d'application et une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Dunk

4.2 NPA POUR LE BASSIN DE LA WILMOT

Le tableau suivant présente les NPA pour le *Carbofuran* selon les PGB implantées dans le bassin versant de la Wilmot. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Carbofuran* à la station WRM. Cela dit, on note au tableau 4.4 que les Q90 dans ce bassin décroissent en fonction des PGB implantées. Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 10 m, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux PGB), il se produit, si l'on considère le seuil 0.05 µg/L, des réductions de 7%, 24% et 39% des Q90 à l'exutoire du bassin de la Dunk. Par rapport au Q90 de référence (0.870 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.807, 0.661, et 0.553 µg/L. Les valeurs des Q90 sont toutes inférieures au CPVA (effet chronique) qui est de 1.8 µg/L pour le *Carbofuran* (CCME 2007; MDDEP, 2006).

Les figures 4.5 à 4.8 présentent les différentes cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon de rivière du réseau hydrographique. À noter que la plupart des NPA sont comprises entre le NPI chronique et le CPVA (effet chronique) (couleur bleu ciel). Ceci étant dit, on note que certains tronçons de tête ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA comprises entre le CPVA (chronique) et le NPI aiguë (couleur jaune) alors que quelques uns de ces tronçons de têtes ont des valeurs de NPA supérieures à ce NPI aiguë (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA; où certains tronçons passent à un intervalle inférieur et dans certains cas, comme dans le centre du bassin, à passer à un intervalle de concentrations inférieures au NPI chronique et même inférieures au seuil de détection (couleur bleu royal).

Tableau 4.4 : Quantile 90 des concentrations détaillées de *Carbofuran* (Q90) en fonction des PGB implantées sur les cultures de pommes de terre dans le bassin versant de la Wilmot pour un seuil de 0.05 µg/L (période 1^{er} mai au 31 août)

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario			
			Base	BR10	-30%	BR10+ - 30%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]			
<i>Carbofuran</i>	Pommes de terres : 0.72	0.05	0.870	0.807	0.661	0.553

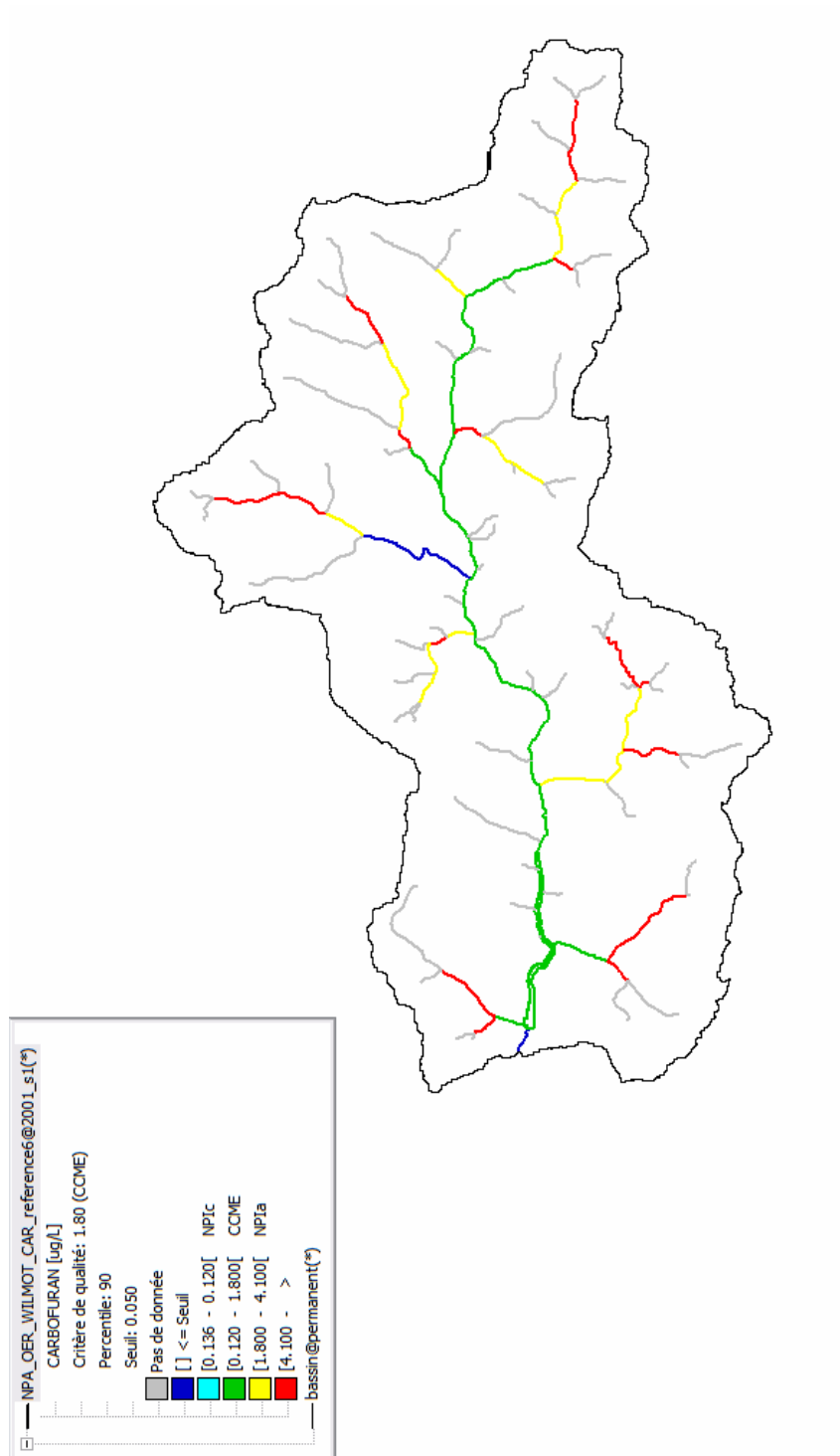


Figure 4.5: Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Wilmot

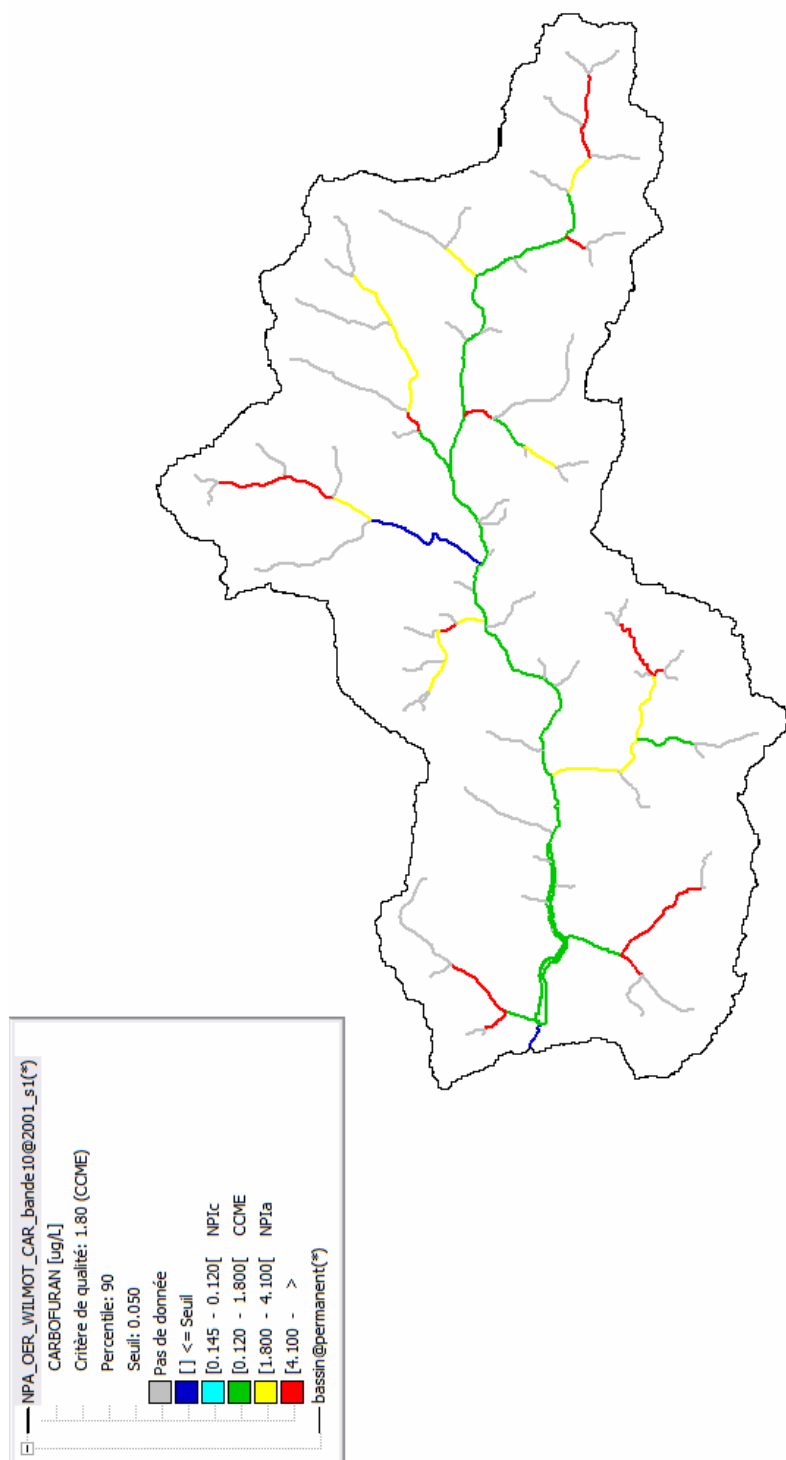


Figure 4.6 : Carte des NPA calculées pour le *Carbofuran* avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Wilmot

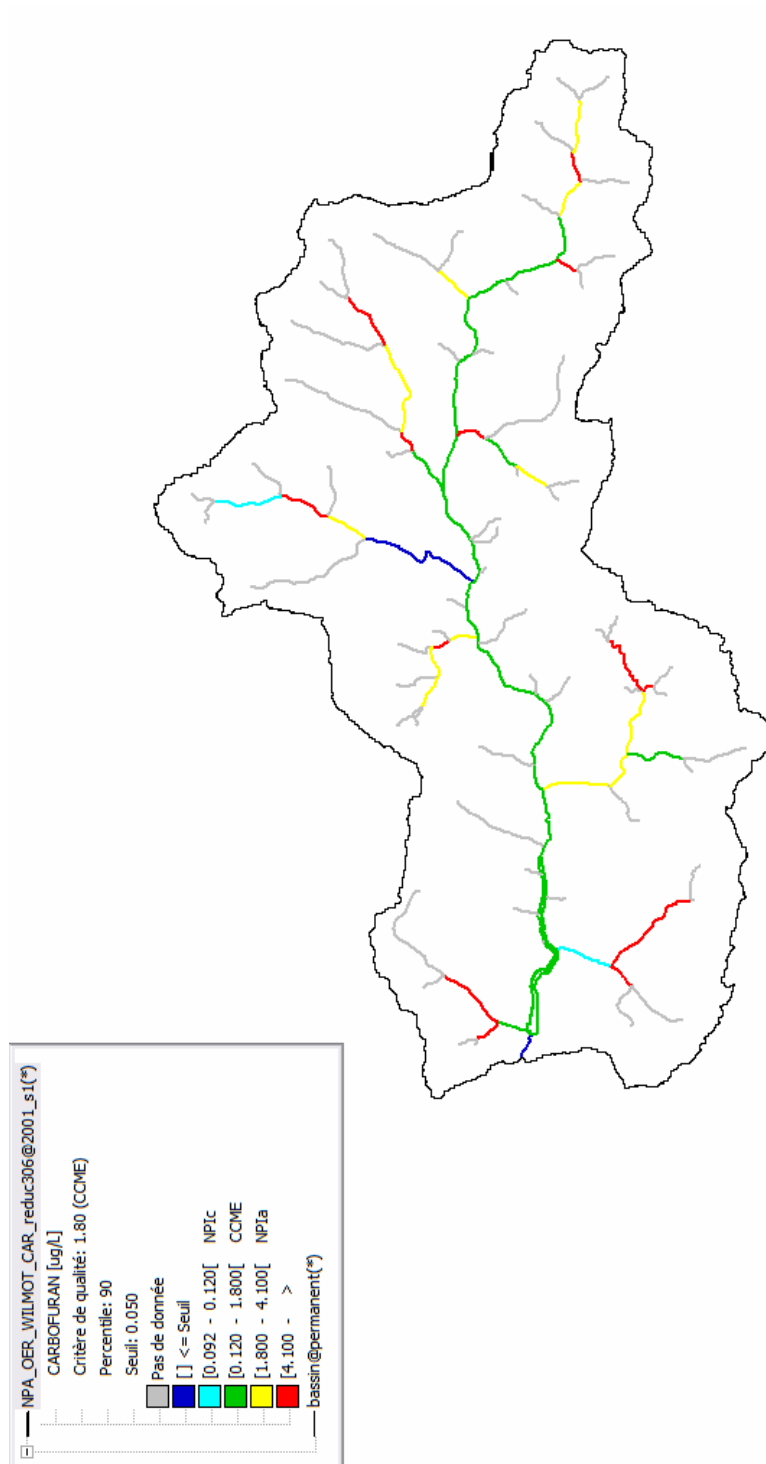


Figure 4.7 : Carte des NPA calculées pour le carbofuran avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière Wilmot

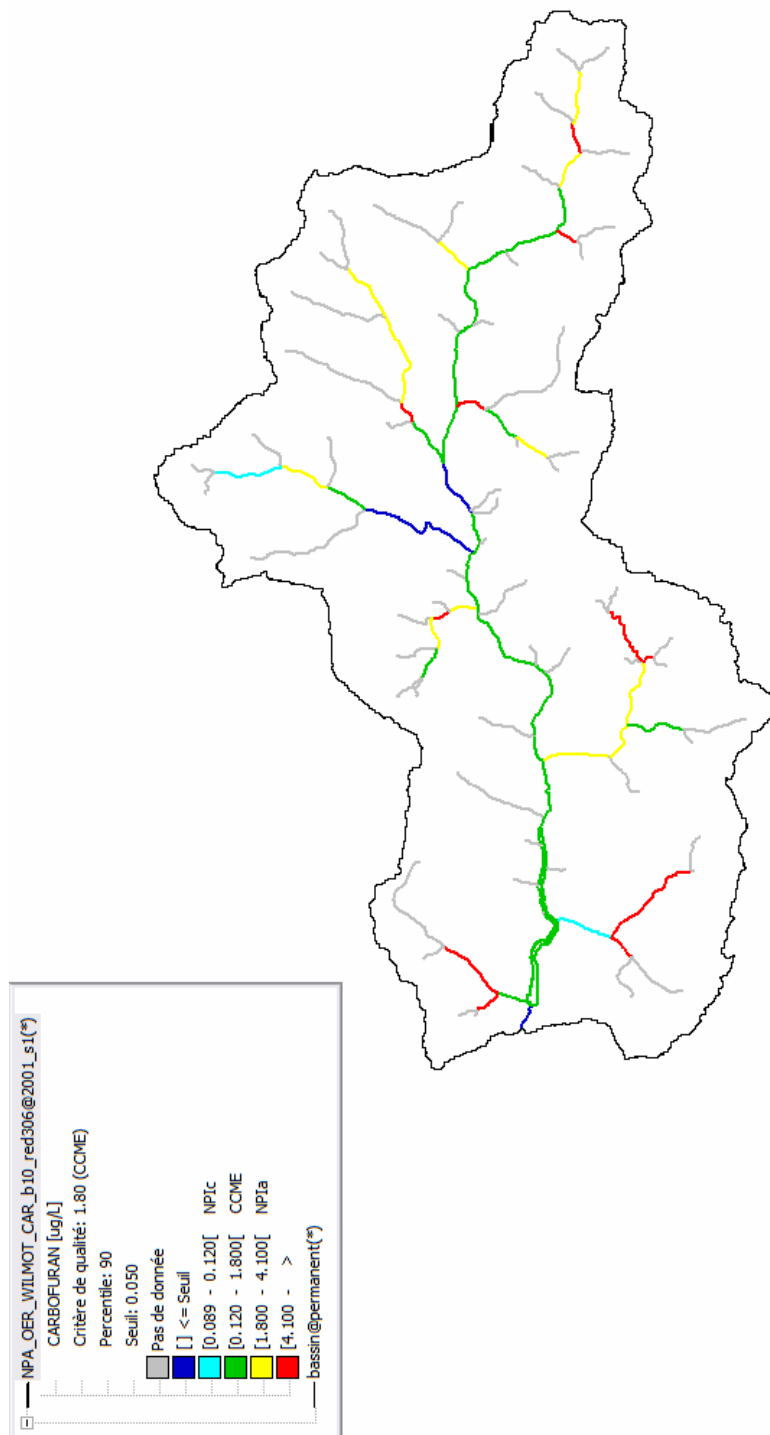


Figure 4.8 : Carte des NPA calculées pour le carbofuran avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière Wilmot

4.3 NPA POUR LE BASSIN DE LA YAMASKA

Le tableau 4.5 présente les NPA à l'exutoire du bassin versant de la Yamaska pour l'*Atrazine*, le *Glyphosate* et le *Métolachlor* selon les PGB implantées. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Atrazine*, *Glyphosate* et *Métolachlor* aux différentes stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau.

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 3 m, BR3; réduction du taux d'application de 25% et une combinaison de ces deux PGB), il se produit pour l'*Atrazine*, si l'on considère un seuil de détection de 0.02 µg/L, des réductions de 25%, 24% et 43% des Q90 à l'exutoire du bassin. Par rapport au Q90 de référence (0.390 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.292, 0.297, et 0.224 µg/L. Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de 1.8 µg/L pour l'*Atrazine* (CCME 2007). Les figures 4.9 à 4.12 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note que certains tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA comprises entre la NPI chronique et la NPI aiguë (couleur jaune) alors que quelques uns de ces tronçons de têtes ont des valeurs de NPA supérieures à ce NPI aiguë (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA; où quelques tronçons passent à un intervalle inférieur (du jaune au vert ou du vert au bleu ciel).

Tableau 4.5 : Quantile 90 des concentrations détaillées de l'*Atrazine*, le *Glyphosate* et le *Métolachlor* (Q90) en fonction des PGB implantées sur les cultures de maïs, soya, canola et le foin dans le bassin versant de la Yamaska (période 1^{er} mai au 31 août)

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario			
			Base	BR3	-25%	BR3+ -25%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]			
<i>Atrazine</i>	Maïs : 0.970	0.02	0.390	0.292	0.297	0.224
<i>Métolachlor</i>	Maïs : 1.603 Soya : 2.148	0.01	0.353	0.236	0.265	0.175
<i>Glyphosate</i>	Maïs : 0.827 Soya : 0.890 Canola : 0.890 Foin : 0.720	0.04	0.225	0.142	0.189	0.135

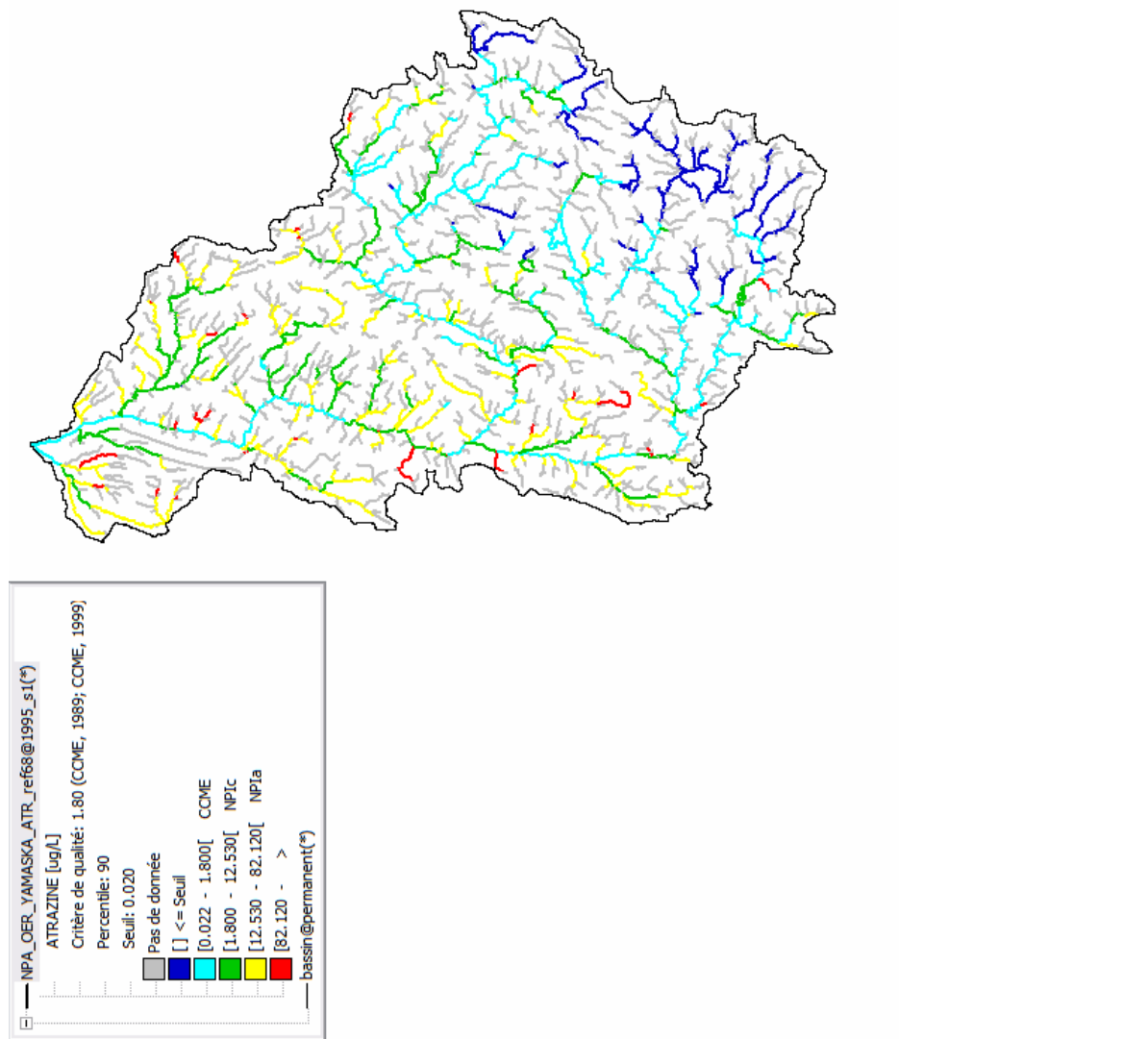


Figure 4.9 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska

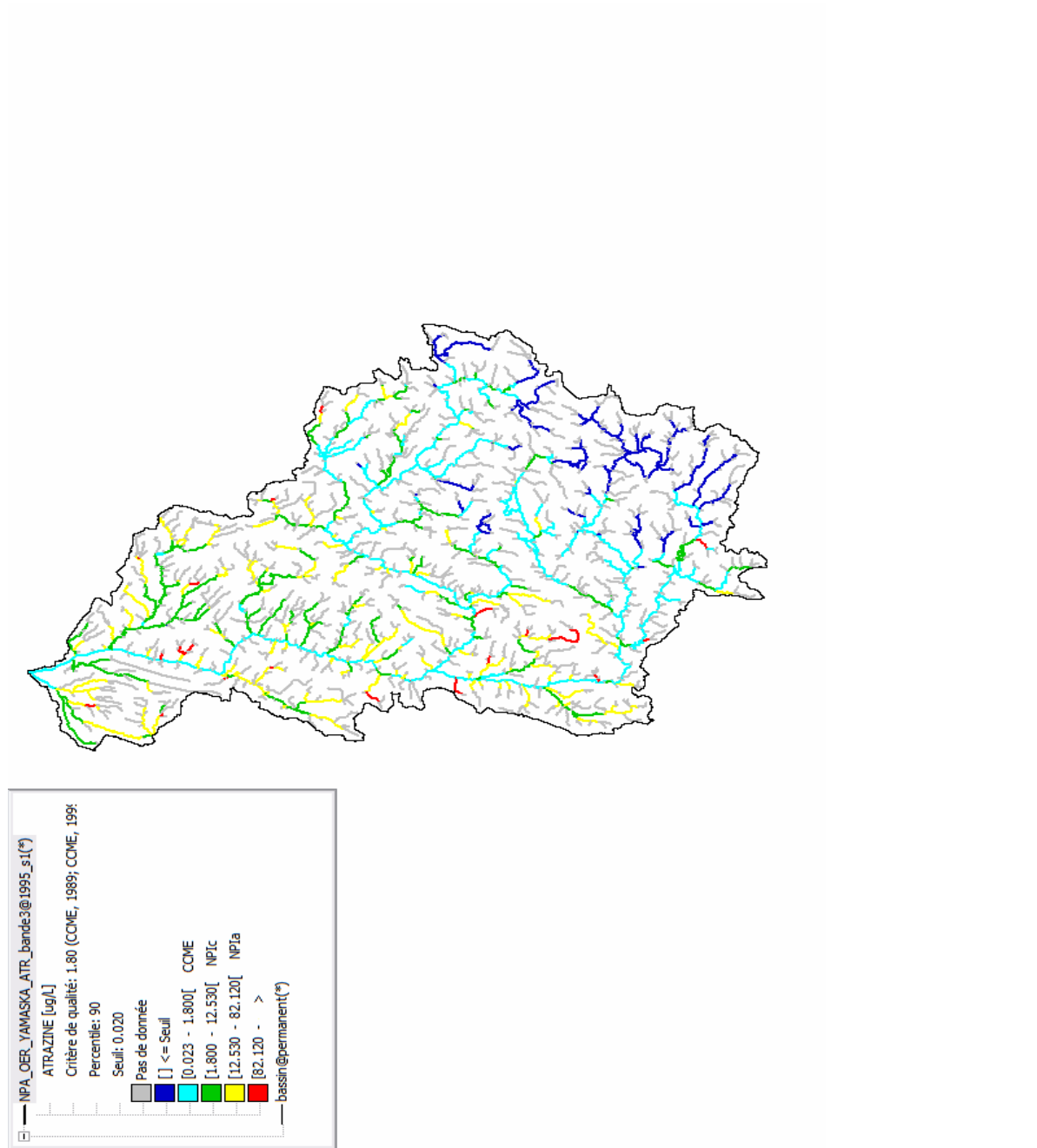


Figure 4.10 : Carte des NPA calculées pour l'*Atrazine* avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska

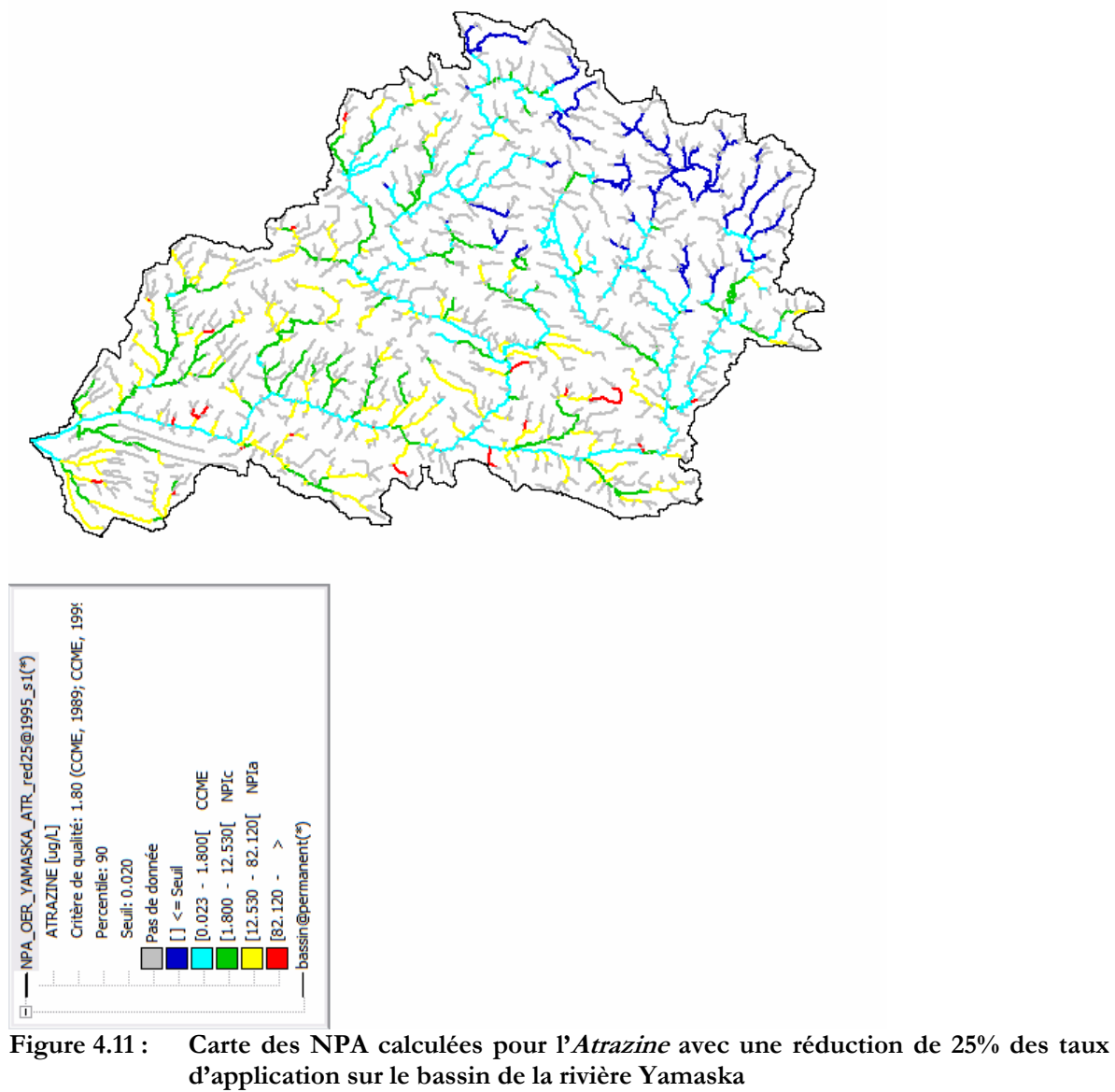


Figure 4.11 : Carte des NPA calculées pour l'*Atrazine* avec une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska

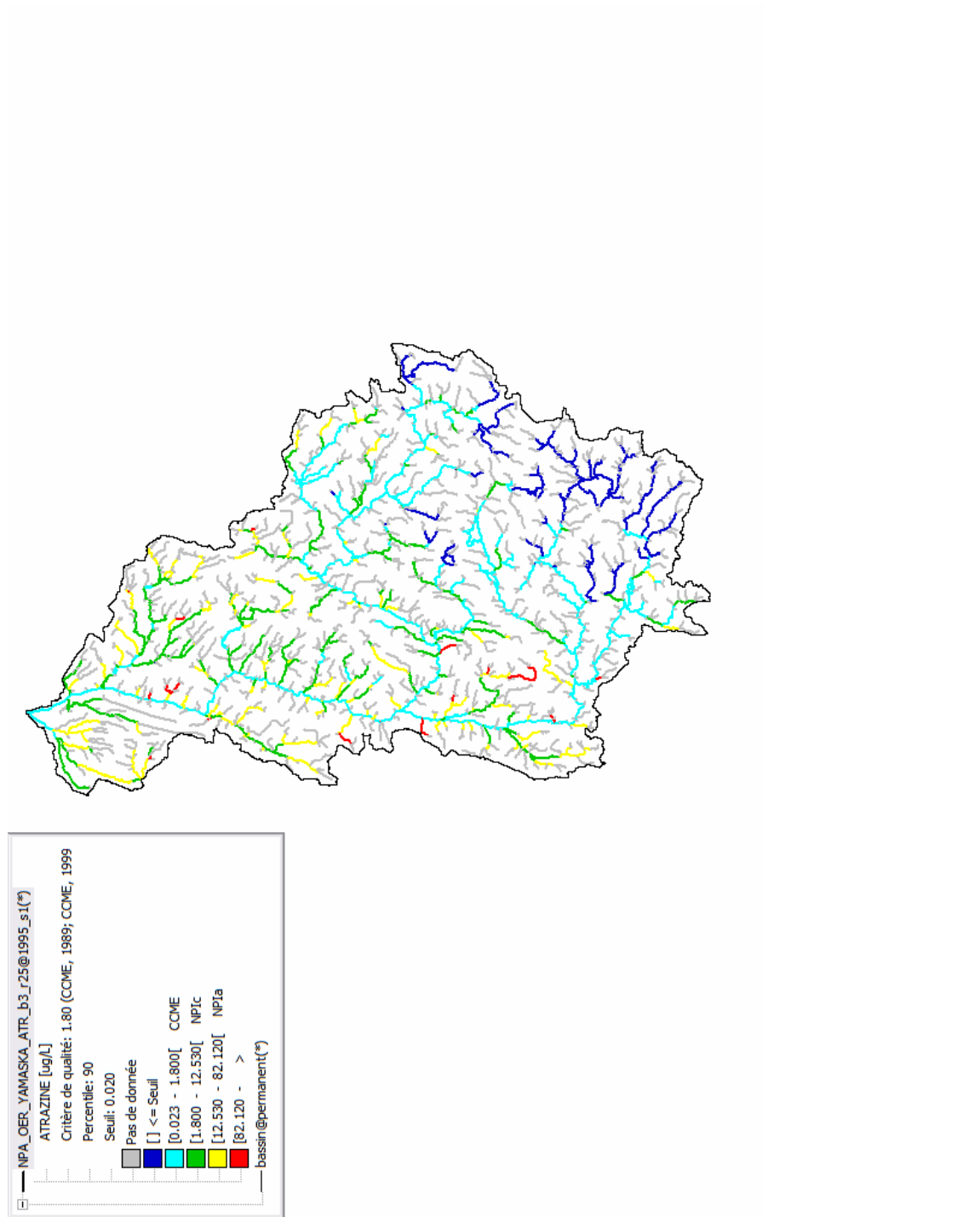


Figure 4.12 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 3 m, BR3; réduction du taux d'application de 25% et une combinaison de ces deux PGB), il se produit pour le *Métolachlor*, si l'on considère un seuil de détection de 0.01 µg/L, des réductions de 33%, 25% et 50% des Q90 à l'exutoire du bassin. Par rapport au Q90 de référence (0.353 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.236, 0.265, et 0.175 µg/L. Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de 7.8 µg/L pour le *Métolachlor* (CCME 2007).

Les figures 4.13 à 4.16 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note premièrement qu'il n'y a pas pour l'instant de NPI pour le *Métolachlor* (voir tableau 4.2). On note également que certains tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures au CPVA effet chronique (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB ne permet pas de diminuer substantiellement les problématiques locales; très peu de tronçons passe à un intervalle inférieur (rouge au bleu ciel).

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 3 m, BR3; réduction du taux d'application de 25% et une combinaison de ces deux PGB), il se produit pour le *Glyphosate*, si l'on considère un seuil de détection de 0.04 µg/L, des réductions de 37%, 16% et 40% des Q90 à l'exutoire du bassin. Par rapport au Q90 de référence (0.390 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.142, 0.189, et 0.135 µg/L. Les valeurs des Q90 sont toutes inférieures au CPVA (effet chronique) de 65 µg/L pour le *Glyphosate* (CCME 2007).

Les figures 4.17 à 4.20 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note que certains tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures à la NPI aiguë (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures à la NPI aiguë à des NPI inférieures au CPVA chronique de 65 µg/L et même de les diminuer sous le seuil de détection (du rouge au bleu royal en par le bleu ciel). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité des bandes riveraines.

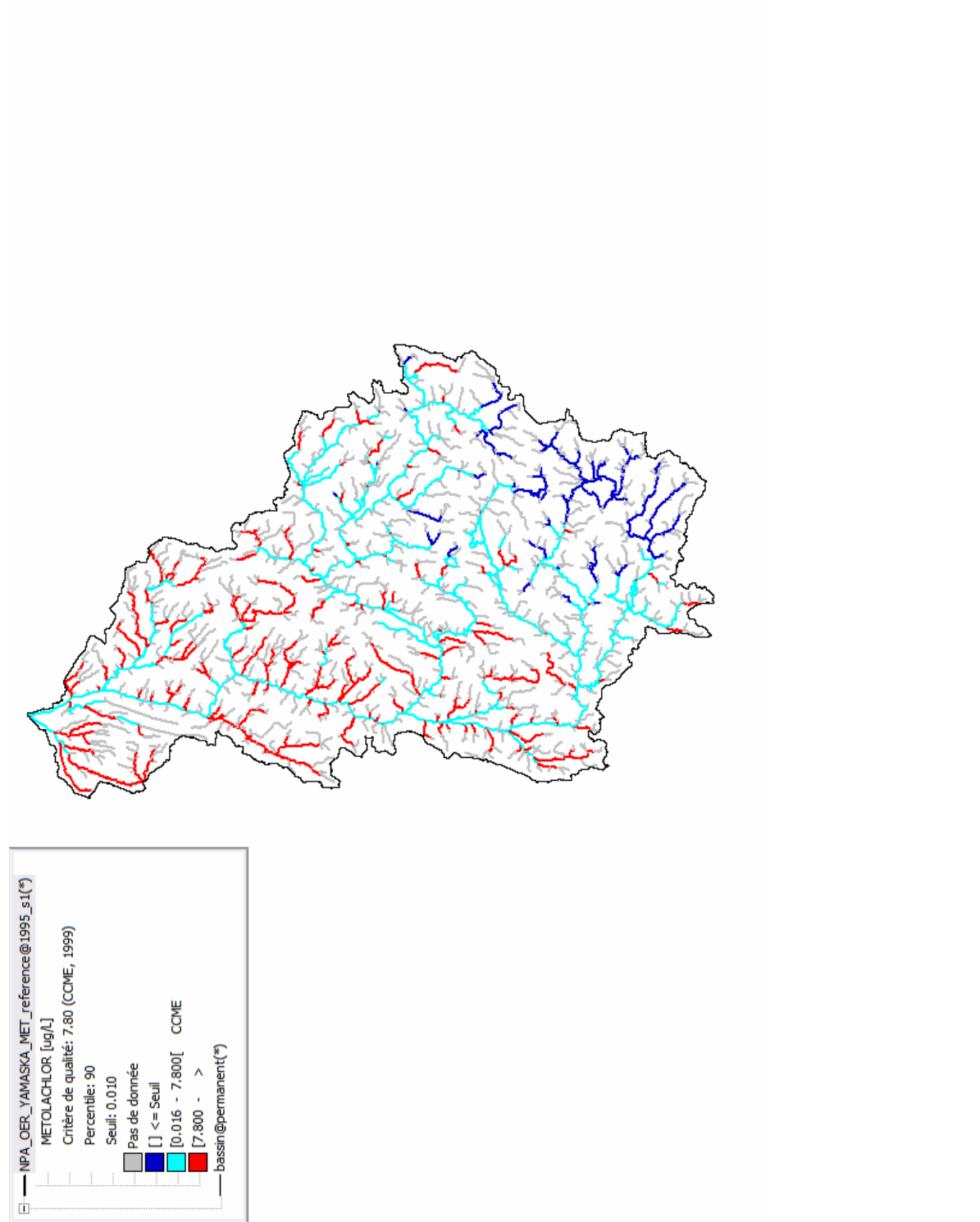


Figure 4.13 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska

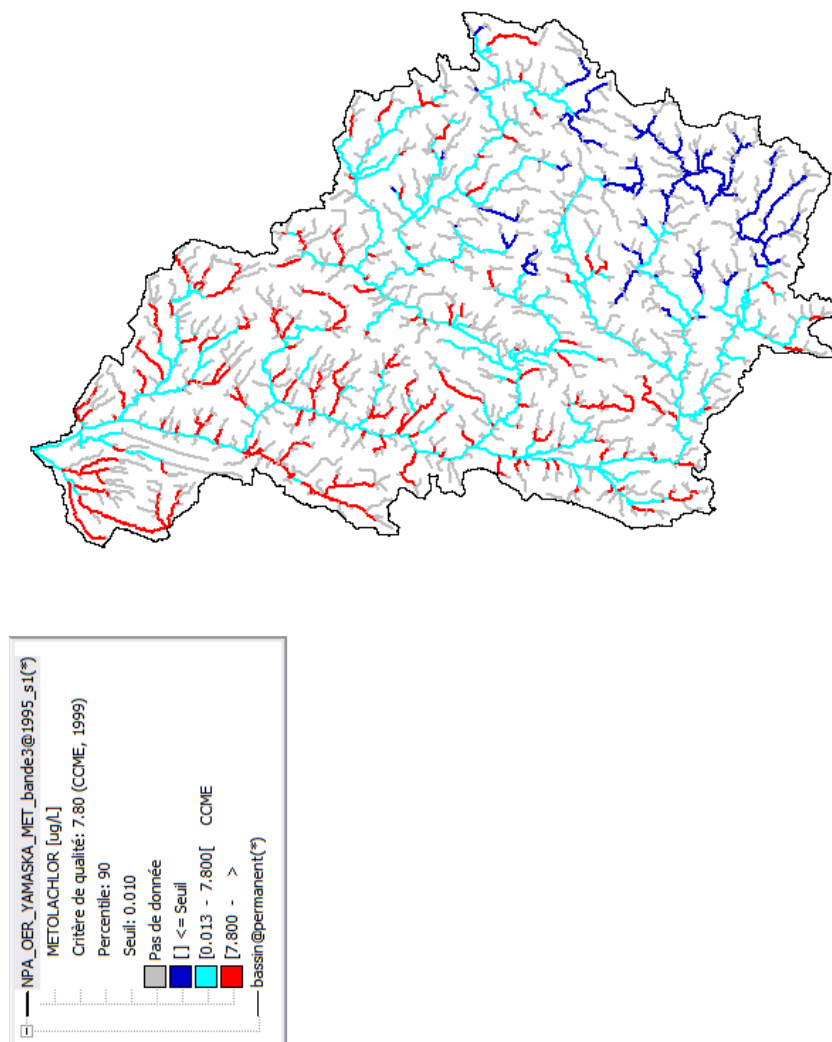


Figure 4.14 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska

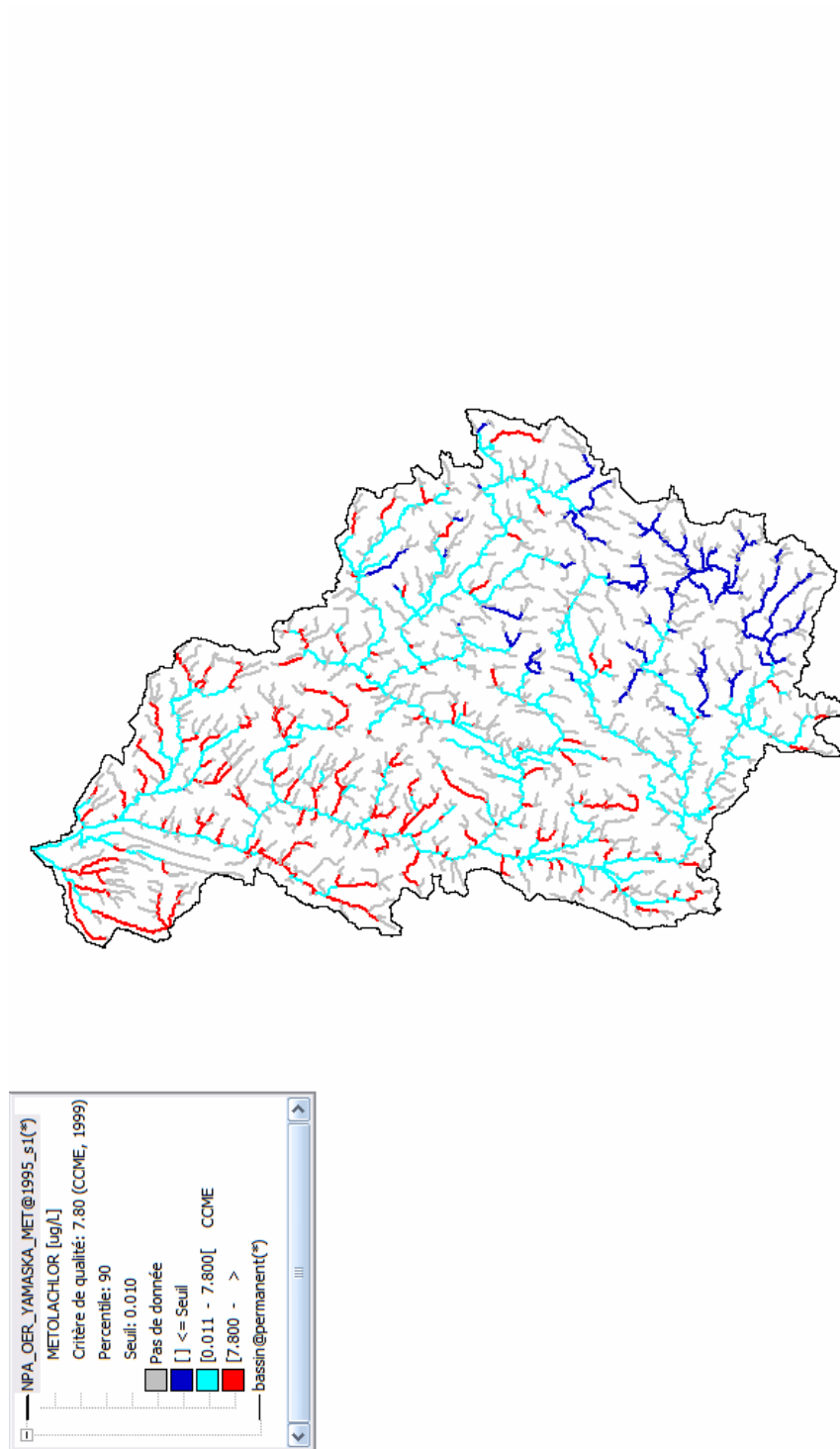


Figure 4.15 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Yamaska

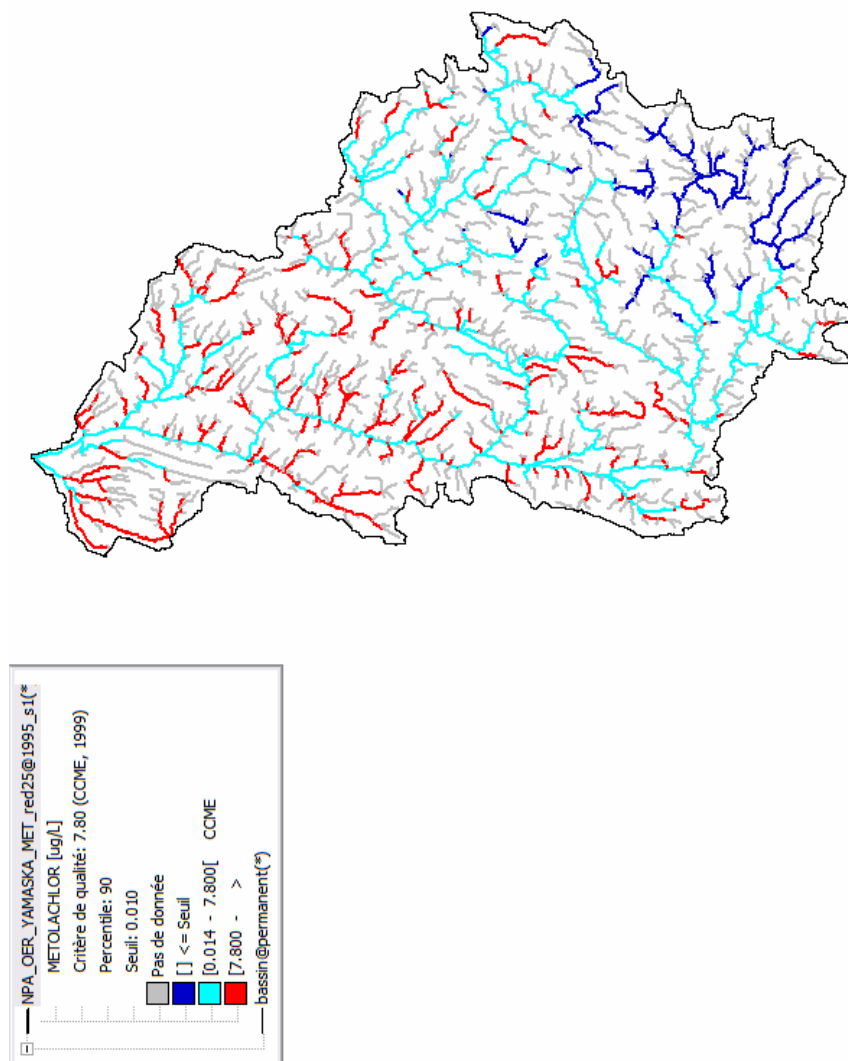


Figure 4.16 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska

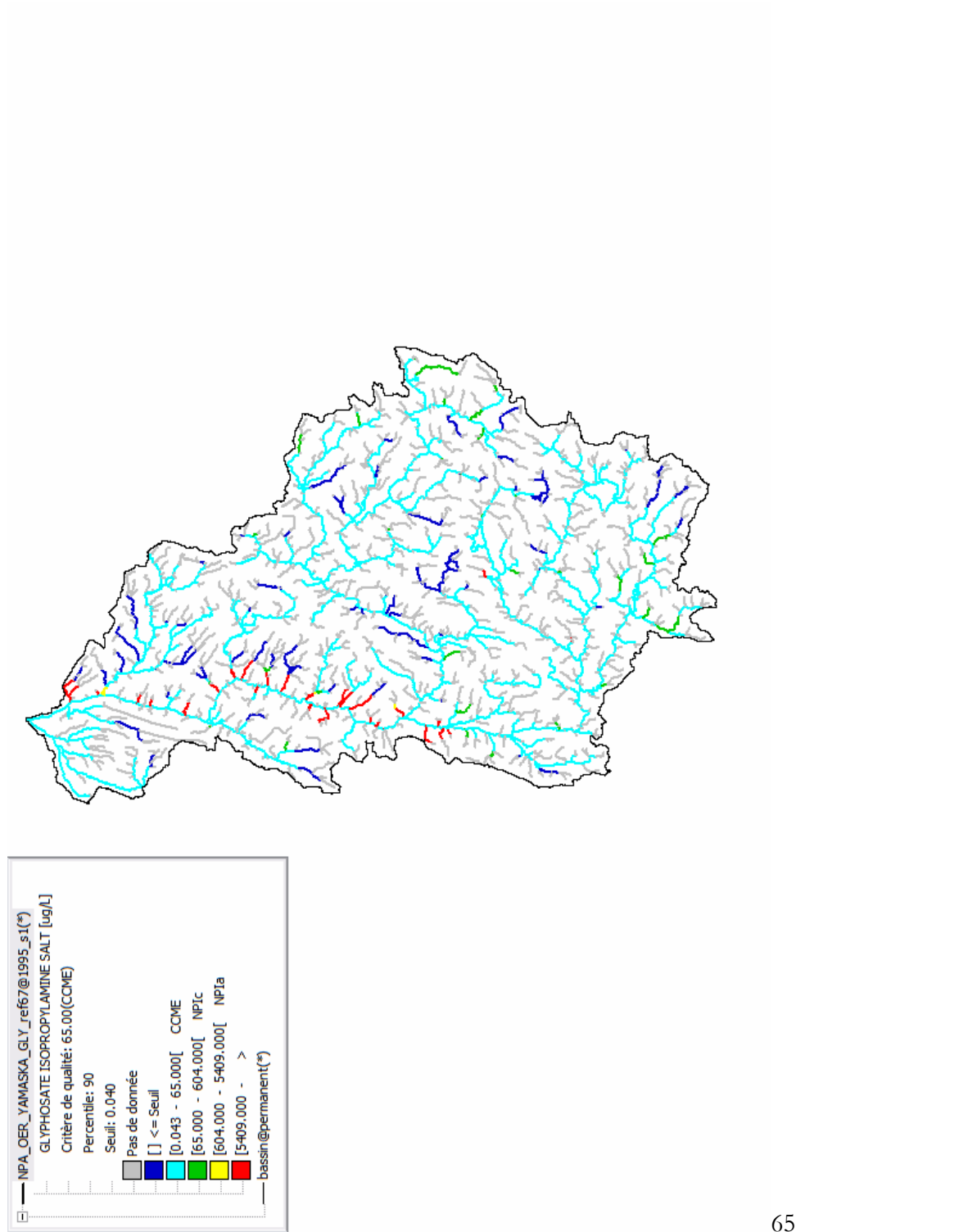


Figure 4.17 : Carte des NPA calculées pour le *Glyphosate* avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Yamaska

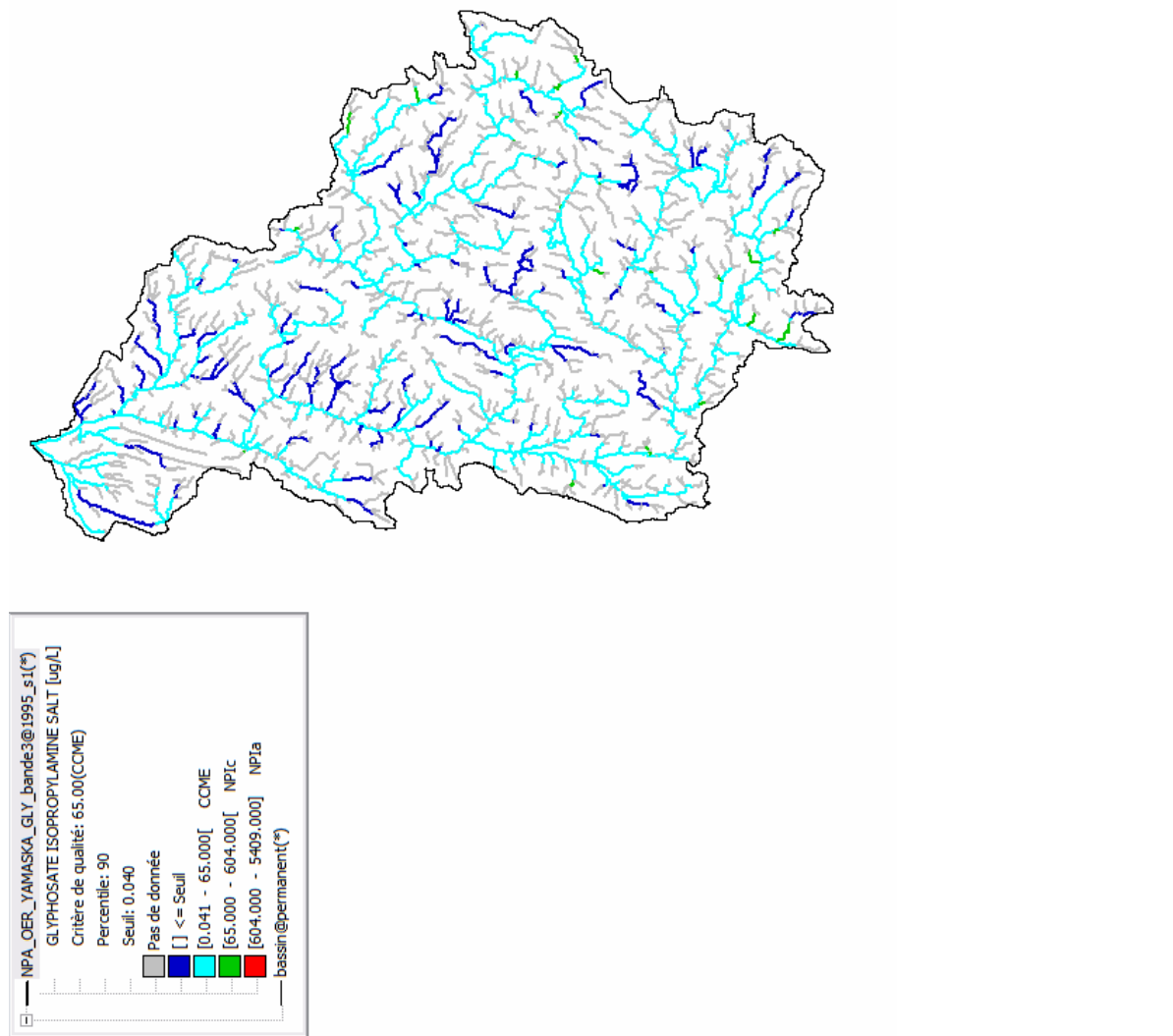


Figure 4.18 : Carte des NPA calculées pour le *Glyphosate* avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière Yamaska

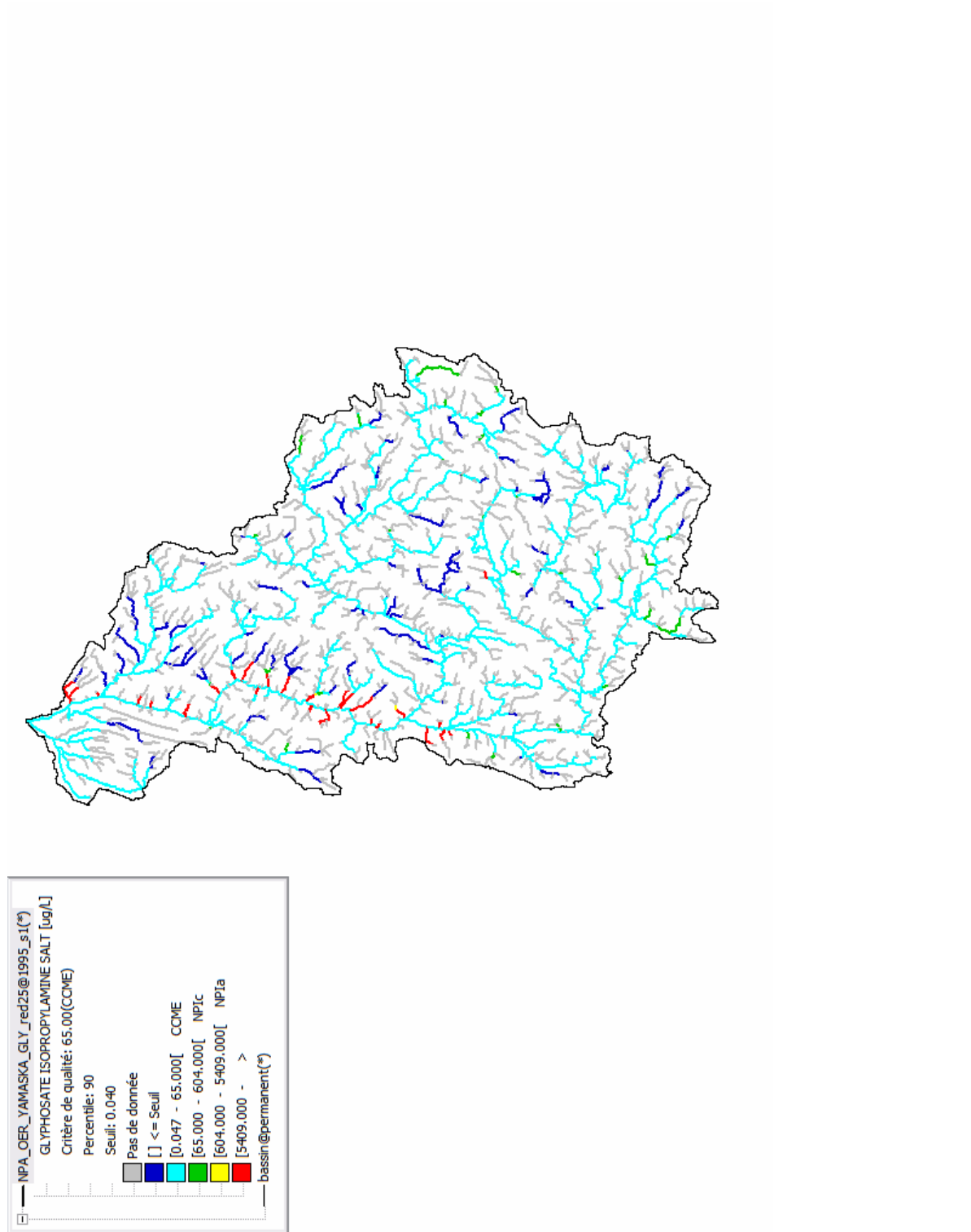


Figure 4.19 : Carte des NPA calculées pour le *Glyphosate* avec une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska

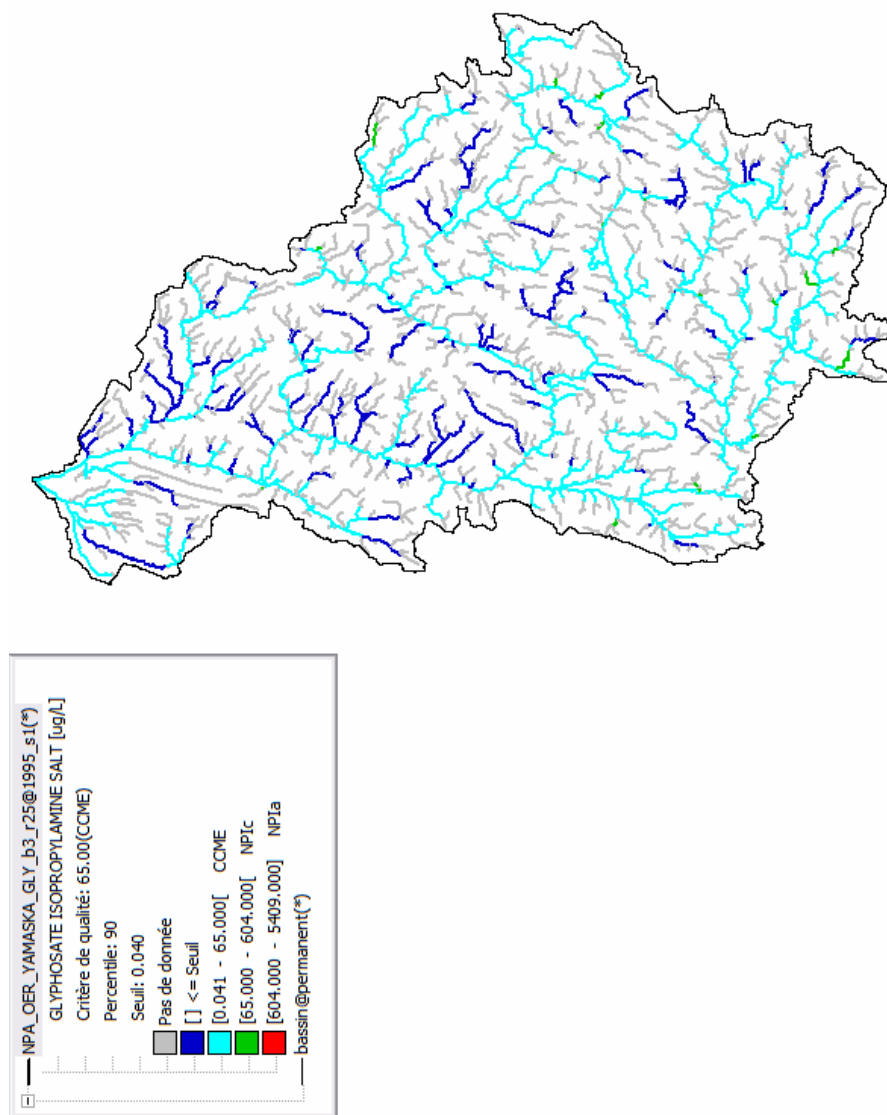


Figure 4.20 : Carte des NPA calculées pour le *Glyphosate* avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 25% des taux d'application sur le bassin de la rivière Yamaska

4.4 NPA POUR LE BASSIN DE LA SOUTH NATION

Le tableau 4.6 présente les NPA à l'exutoire du bassin versant de la South Nation pour l'*Atrazine*, le *Dicamba* et le *Métolachlor* selon les PGB implantées. À noter, lors de l'exercice de calage, que GIBSI a généralement bien reproduit les concentrations mesurées en *Atrazine*, *Dicamba* et *Métolachlor* aux différentes stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau.

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 1, 3 et 10 m, BR1, BR3, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux types de PGB), il se produit pour l'*Atrazine*, si l'on considère un seuil de détection de 0.02 µg/L, des réductions de 14%, 29%, 67% et 8% des Q90 à l'exutoire du bassin suite à l'application des bandes riveraines et une réduction du taux d'application. Lorsque l'on combine l'application des bandes riveraines avec la réduction du taux d'application on obtient des réductions des NPA de 14%, 31%, 74%. Par rapport au Q90 de référence (0.286 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.247, 0.204, 0.093, 0.264, 0.196, 0.131 et 0.073 µg/L. Les valeurs des Q90 sont toutes inférieures au CPVA (effet chronique) de 1.8 µg/L pour l'*Atrazine* (CCME 2007).

Tableau 4.6 : Quantile 90 des concentrations détaillées de l'*Atrazine*, le *Dicamba* et le *Métolachlor* (Q90) en fonction des PGB implantées sur les cultures de maïs, soya, canola et le foin dans le bassin versant de la South Nation (période 1^{er} mai au 31 août)

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario							
			Base	BR1	BR3	BR10	-30%	BR1+ -30%	BR3+ -30%	BR10 + - 30%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]							
<i>Atrazine</i>	Maïs : 1.120	0.02	0.286	0.247	0.204	0.093	0.264	0.196	0.131	0.073
<i>Métolachlor</i>	Maïs : 0.700 Soya : 0.240	0.024	0.576	0.311	0.236	0.107	0.388	0.197	0.137	0.089
<i>Dicamba</i>	Maïs : 0.600 Céréales : 0.099	0.001	0.040	0.029	0.023	0.017	0.036	0.036	0.026	0.028

Les figures 4.21 à 4.28 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note que quelques tronçons de tête ou d'affluents de principaux tributaires en milieu agricole ont des valeurs de NPA comprises entre la NPI chronique et la NPI aiguë (couleur rouge) et dans une plus grande proportion des NPA comprises entre le CPVA chronique et la NPI chronique (couleur verte), les autres tronçons ayant des NPA inférieures au CPVA chronique. Ces cartes permettent d'illustrer les problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures aux NPI chronique et aiguë à des NPI inférieures au CPVA chronique de $1.8 \mu\text{g/L}$ et même de les diminuer sous le seuil de détection (bleu royal). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité des bandes riveraines.

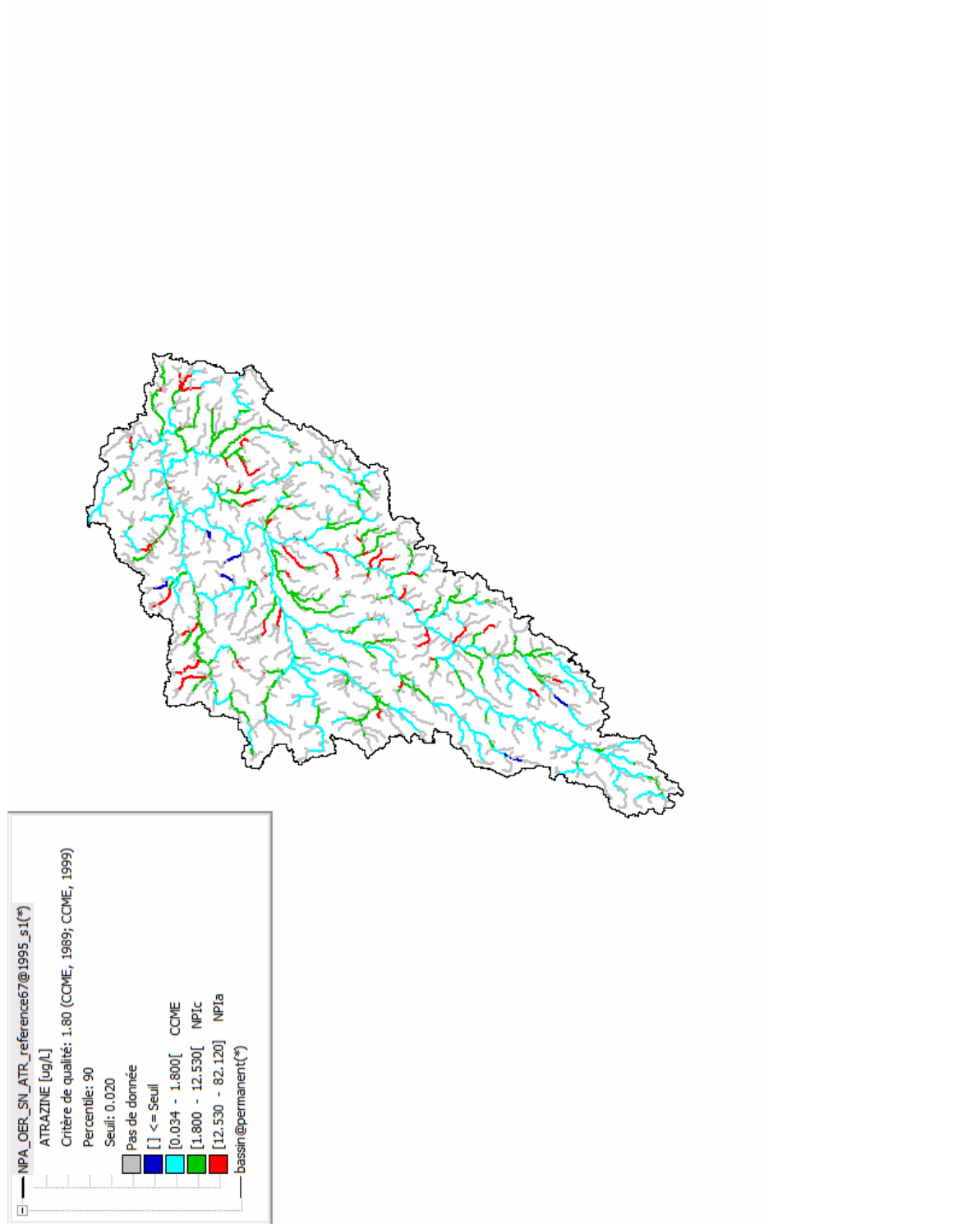


Figure 4.21 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec l'état de référence sur le bassin de la rivière South Nation

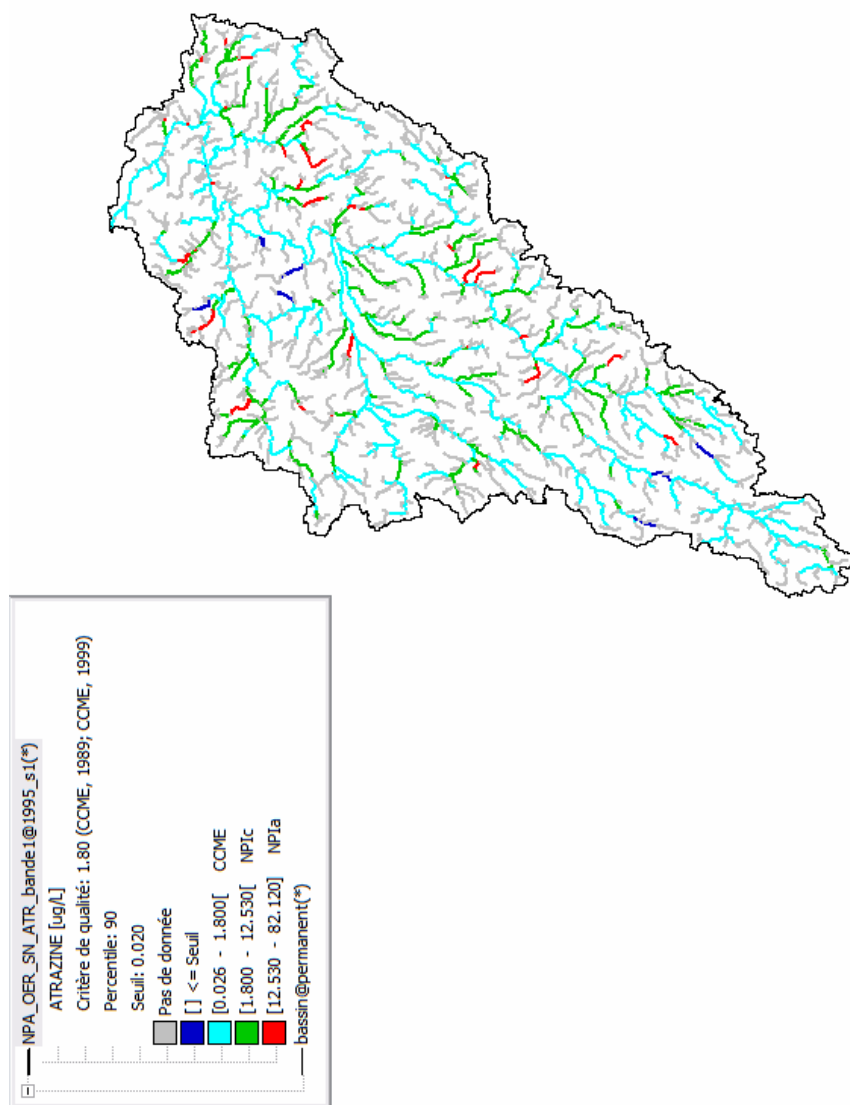


Figure 4.22 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec une bande riveraine de 1 m sur le bassin de la rivière South Nation

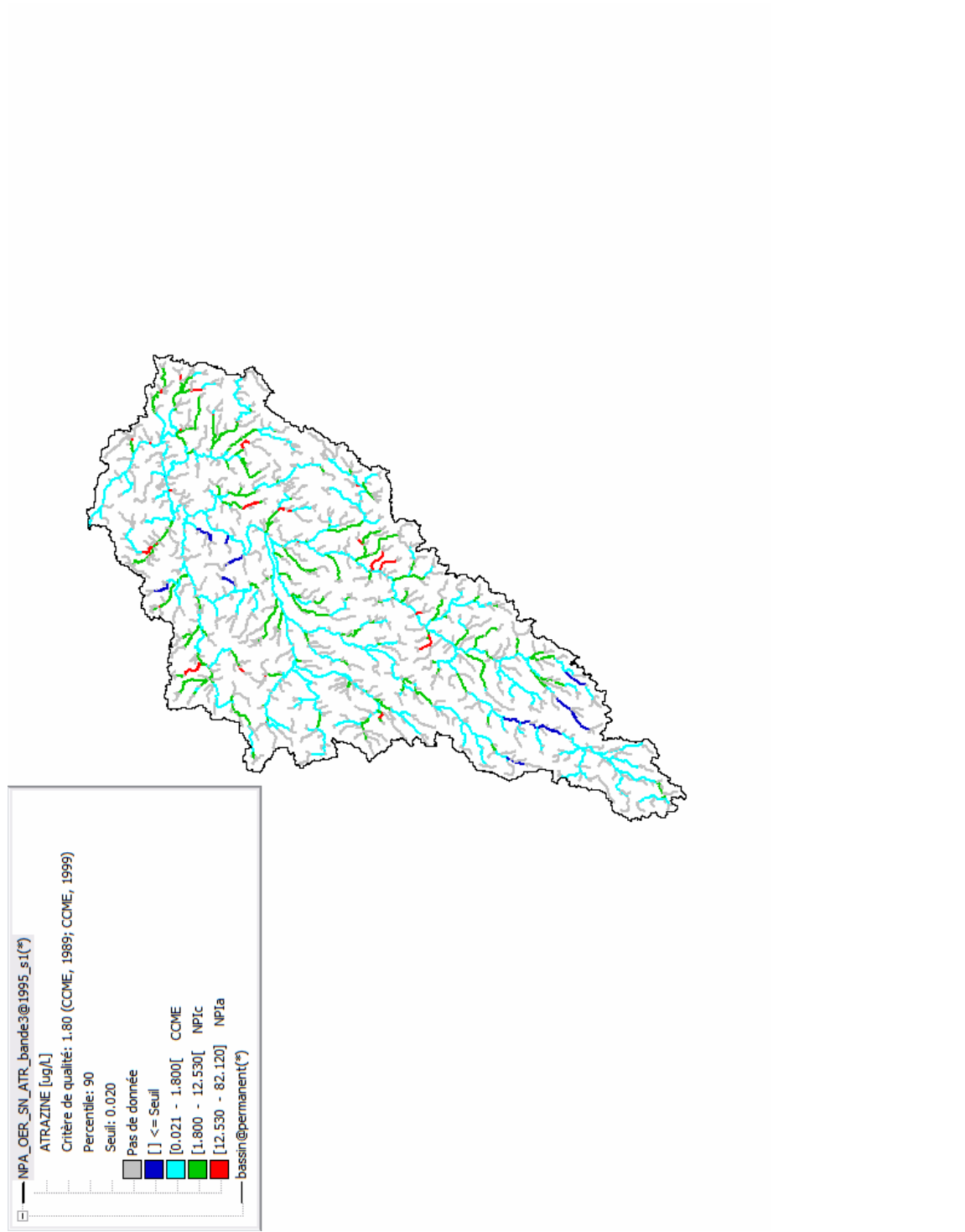


Figure 4.23 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation

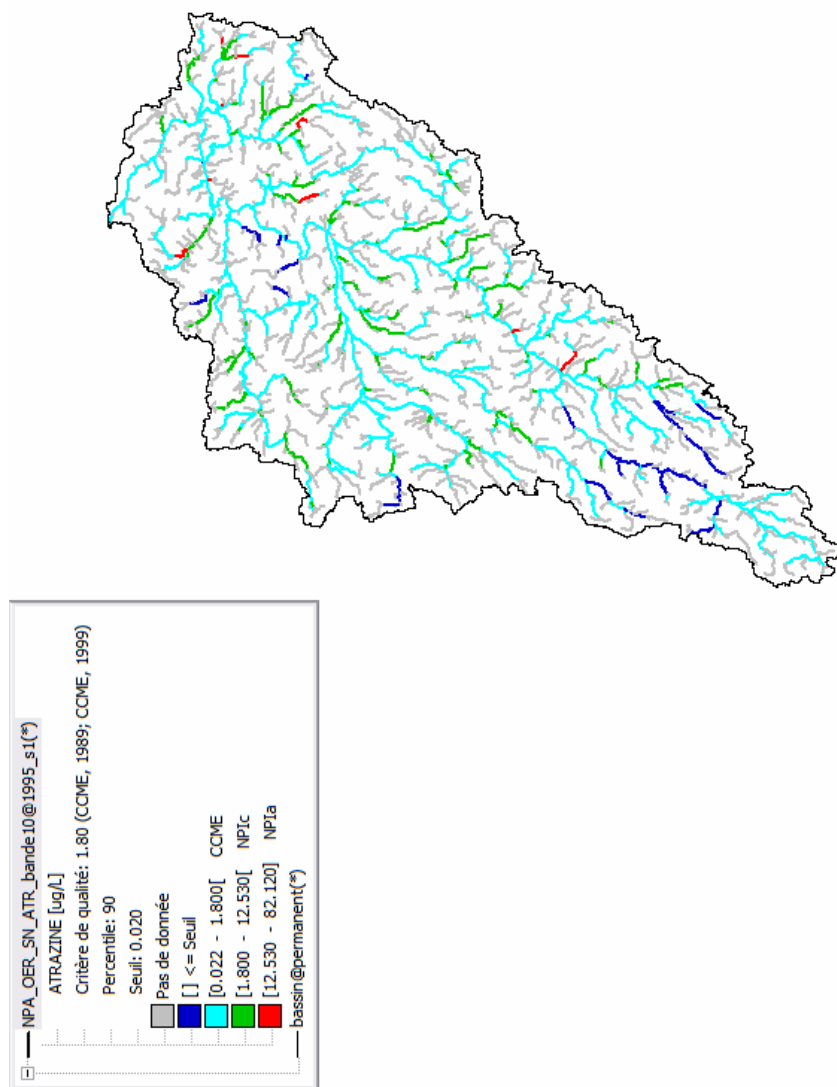


Figure 4.24 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation

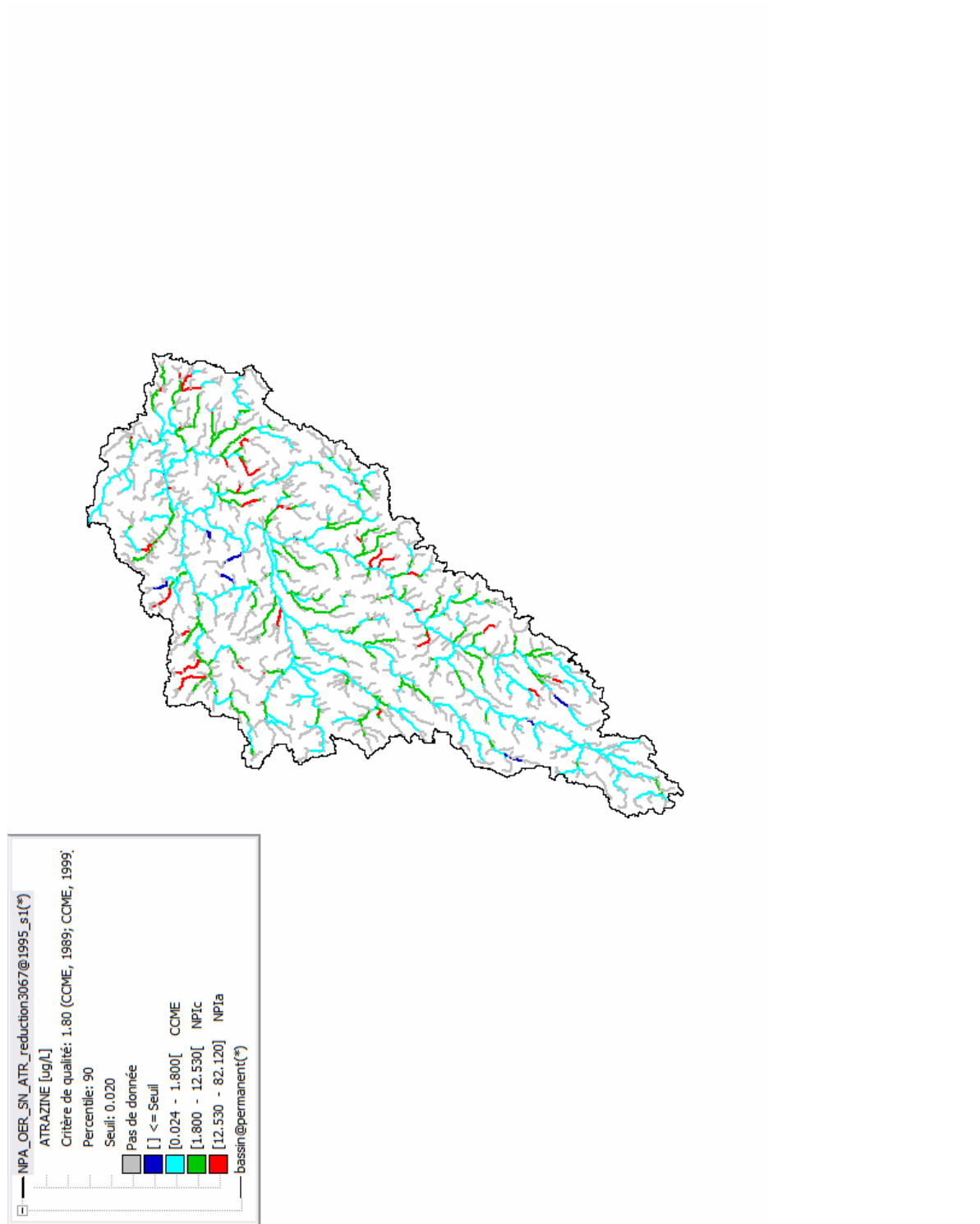


Figure 4.25 : Carte des NPA calculées pour l’Atrazine avec une réduction de 30% des taux d’application sur le bassin de la rivière South Nation

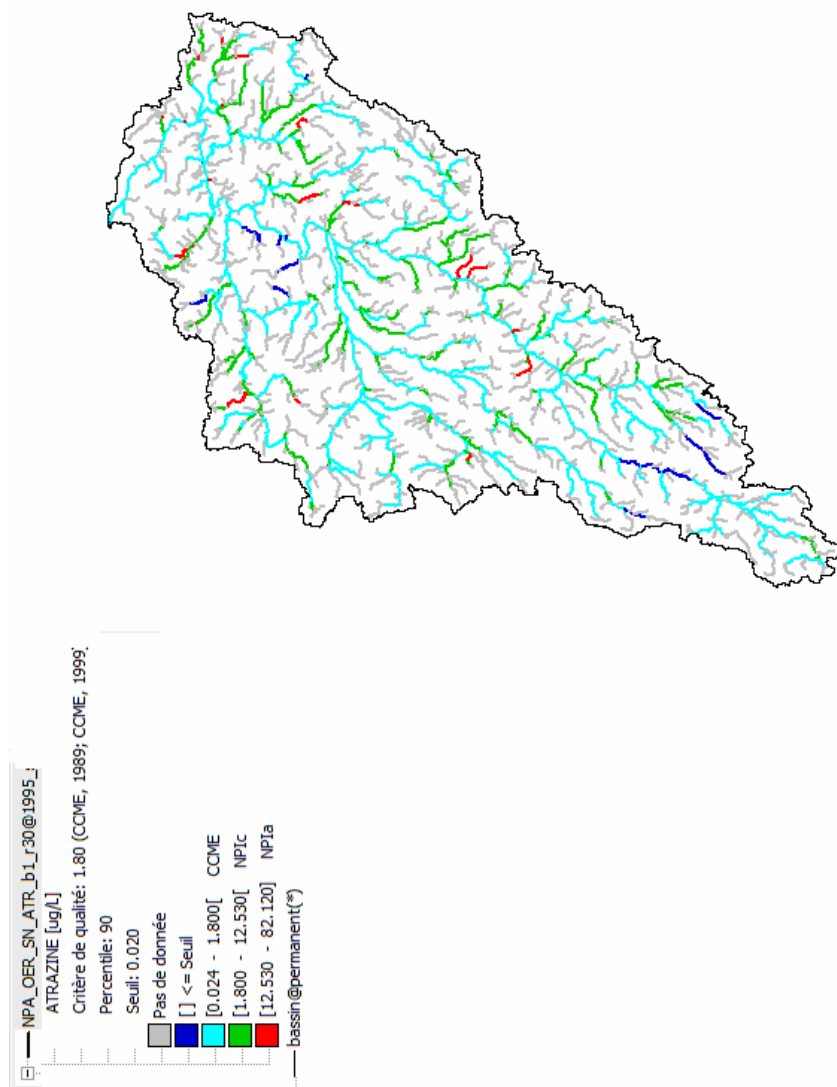


Figure 4.26 : Carte des NPA calculées pour l'*Atrazine* e avec une bande riveraine de 1m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

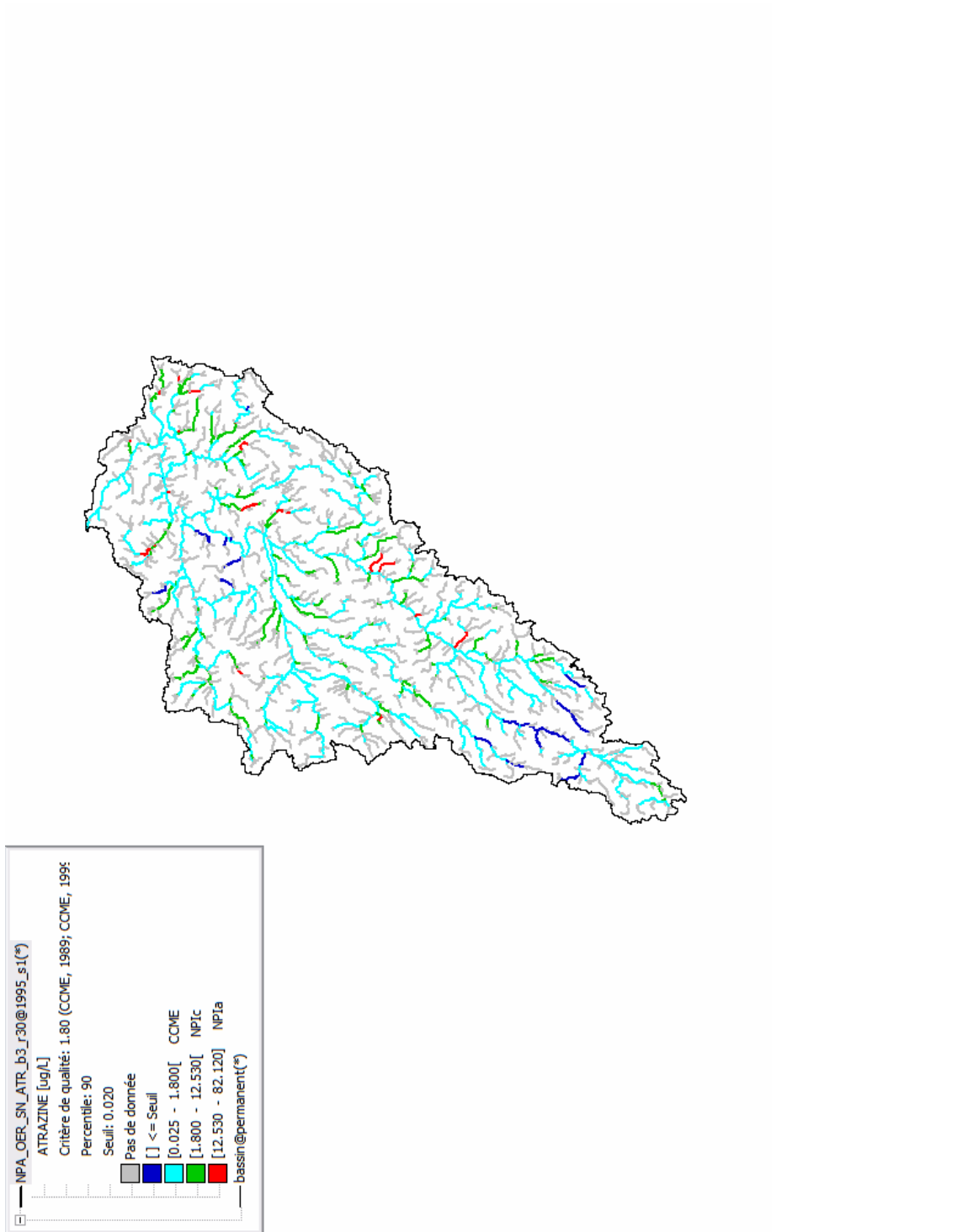


Figure 4.27 : Carte des NPA calculées pour l'Atrazine avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

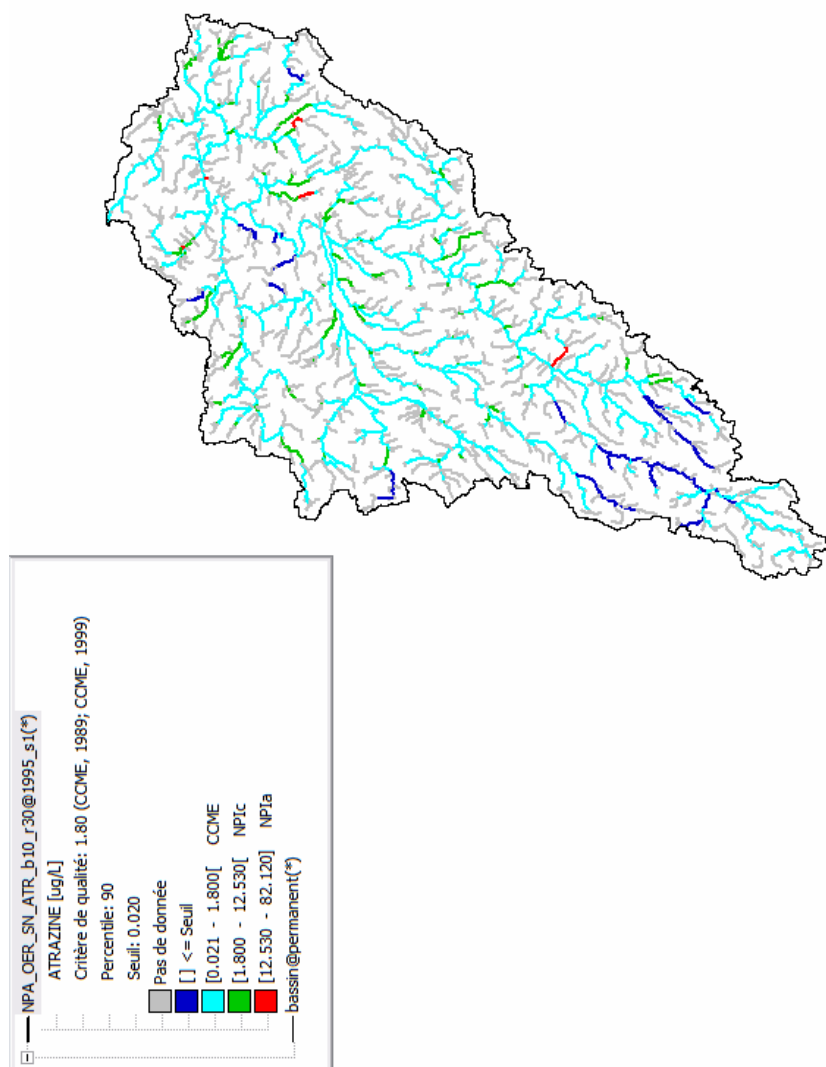
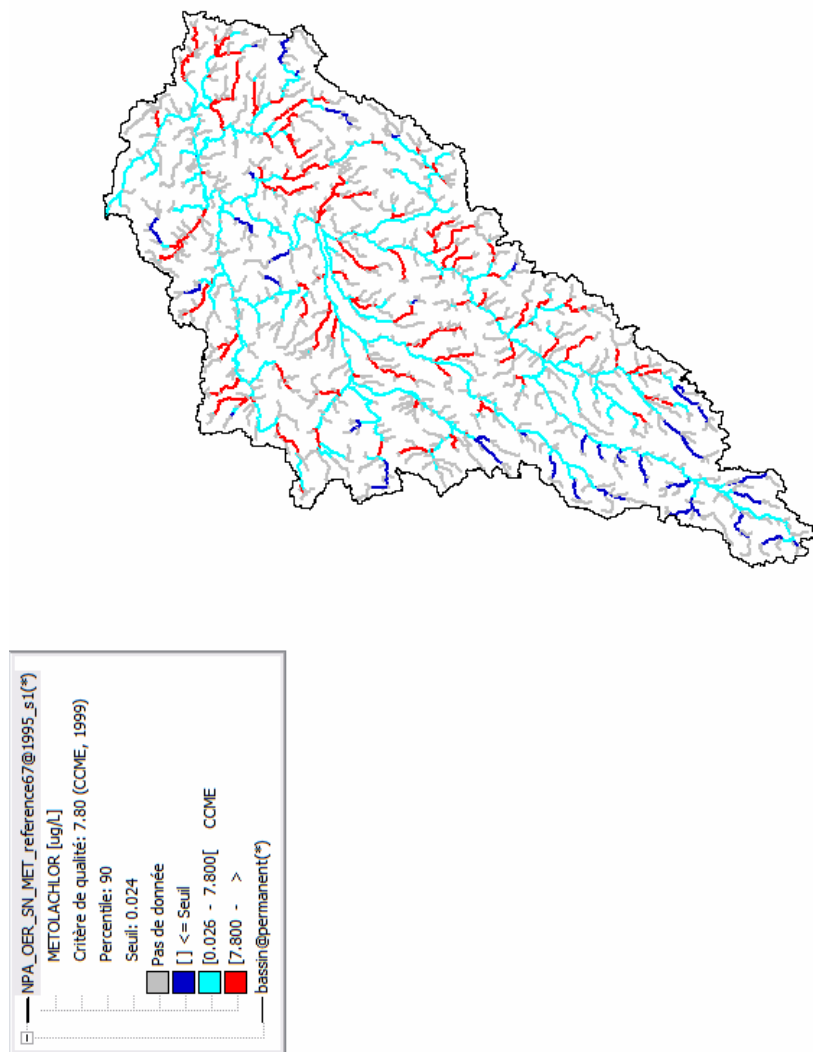


Figure 4.28 : Carte des NPA calculées pour l'*Atrazine* avec une bande riveraine de 10m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 1, 3 et 10 m, BR1, BR3, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux types de PGB), il se produit pour le *Métolachlor*, si l'on considère un seuil de détection de 0.024 µg/L, des réductions de 46%, 59%, 81% et 33% des Q90 à l'exutoire du bassin suite à l'application des bandes riveraines et une réduction du taux d'application. Lorsque l'on combine l'application des bandes riveraines avec la réduction du taux d'application, on obtient des réductions des NPA de 66%, 76% et 84%. Par rapport au Q90 de référence (0.576 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.311, 0.236, 0.107, 0.388, 0.197, 0.137 et 0.089 µg/L. Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de 7.8 µg/L pour le *Métolachlor* (CCME 2007).

Les figures 4.29 à 4.36 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note premièrement qu'il n'y a pas pour l'instant de NPI pour le *Métolachlor* (voir tableau 4.2). On note également que certains tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures au CPVA effet chronique (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer les problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures au CPVA chronique à des NPA inférieures au CPVA de 7.8 µg/L et même de les diminuer sous le seuil de détection (bleu royal). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité des bandes riveraines.



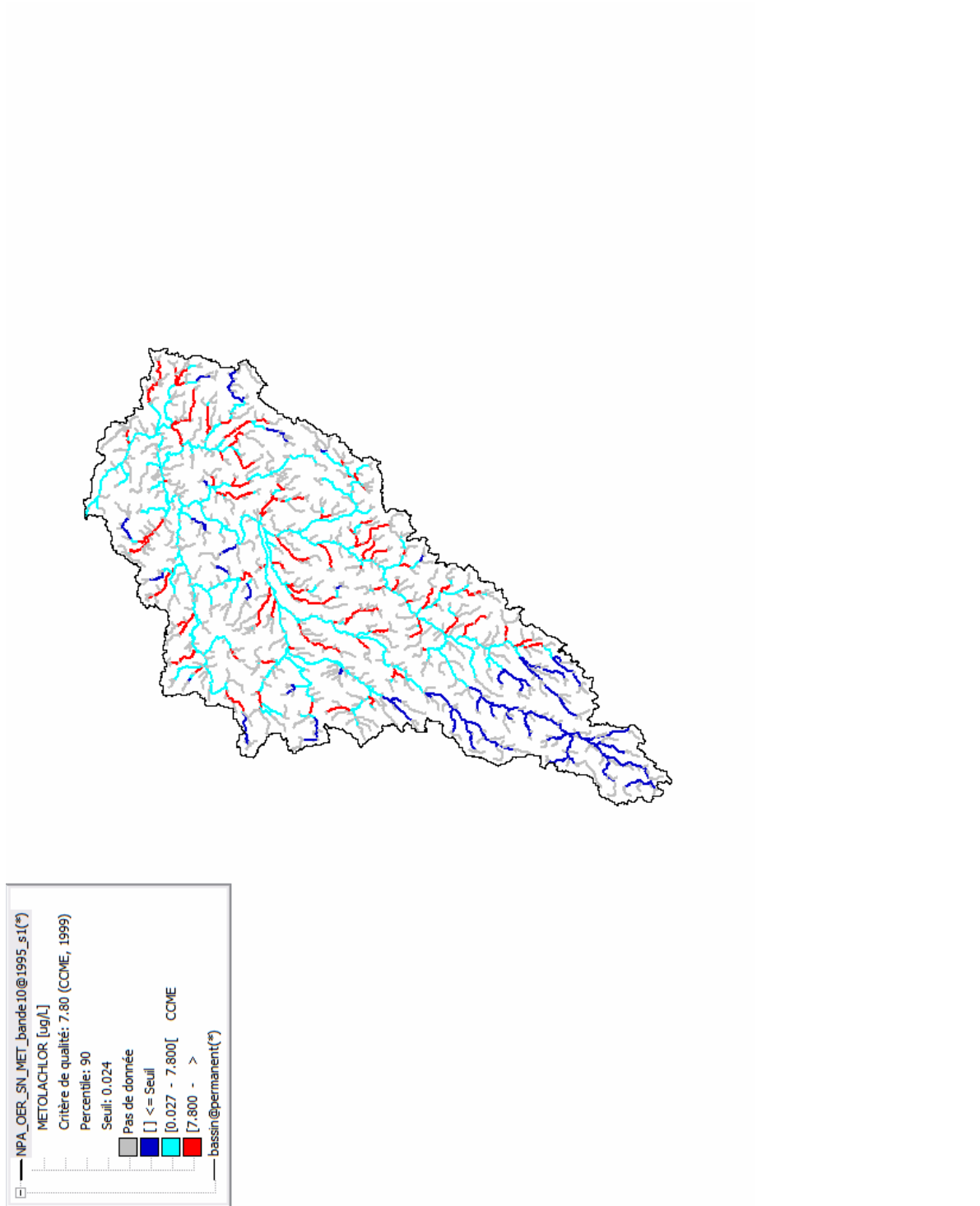


Figure 4.30 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 1m sur le bassin de la rivière South Nation

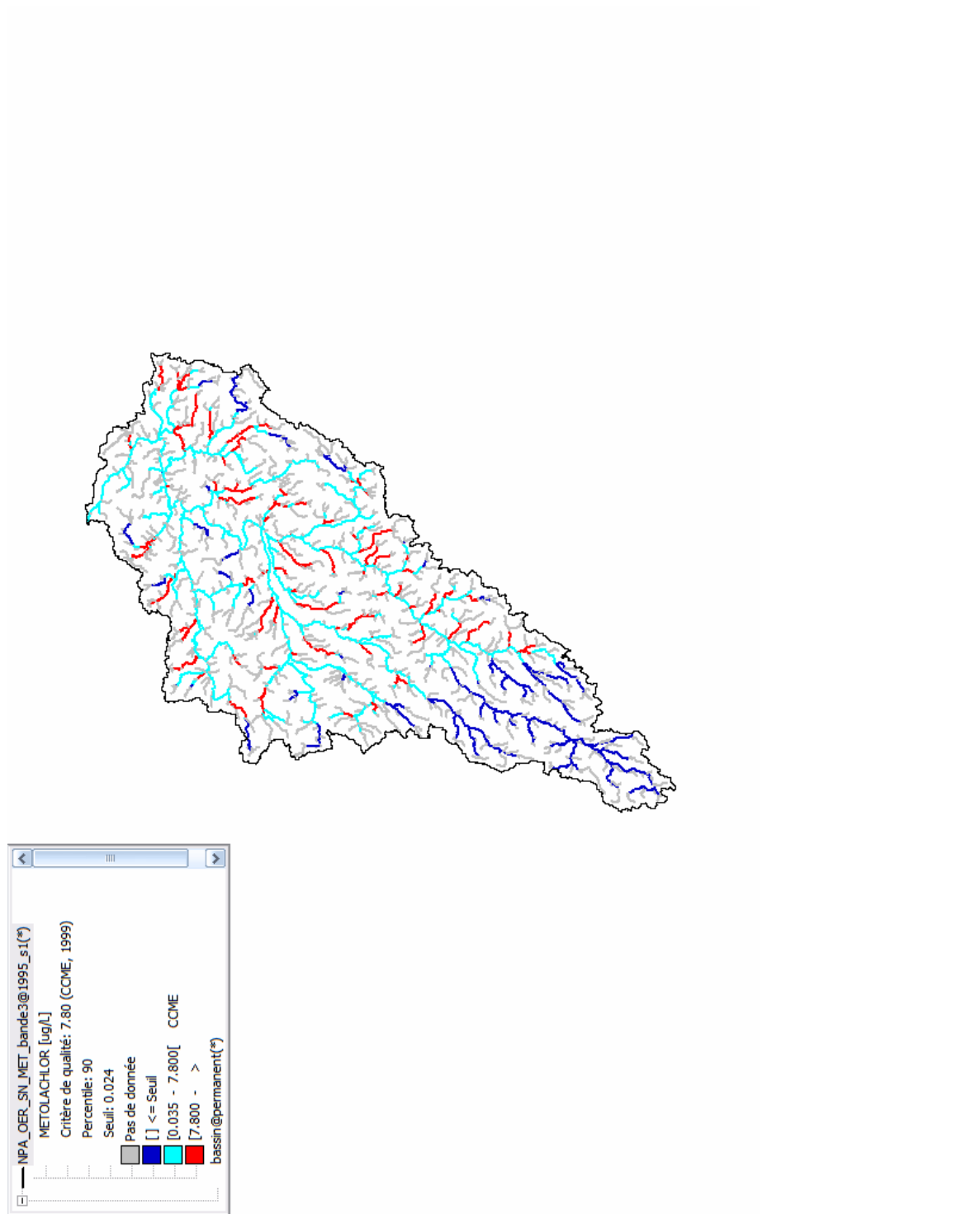


Figure 4.31 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation

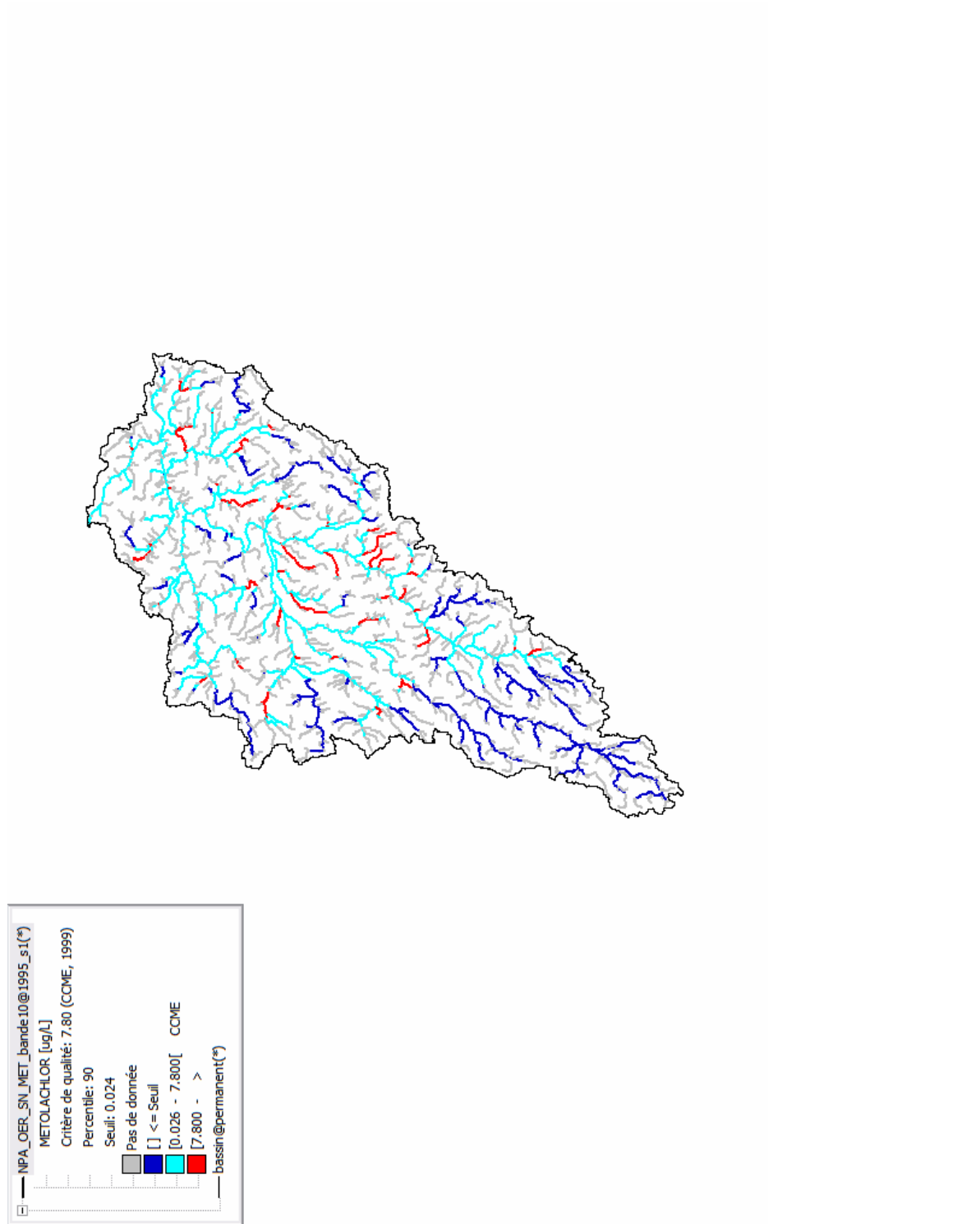


Figure 4.32 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation

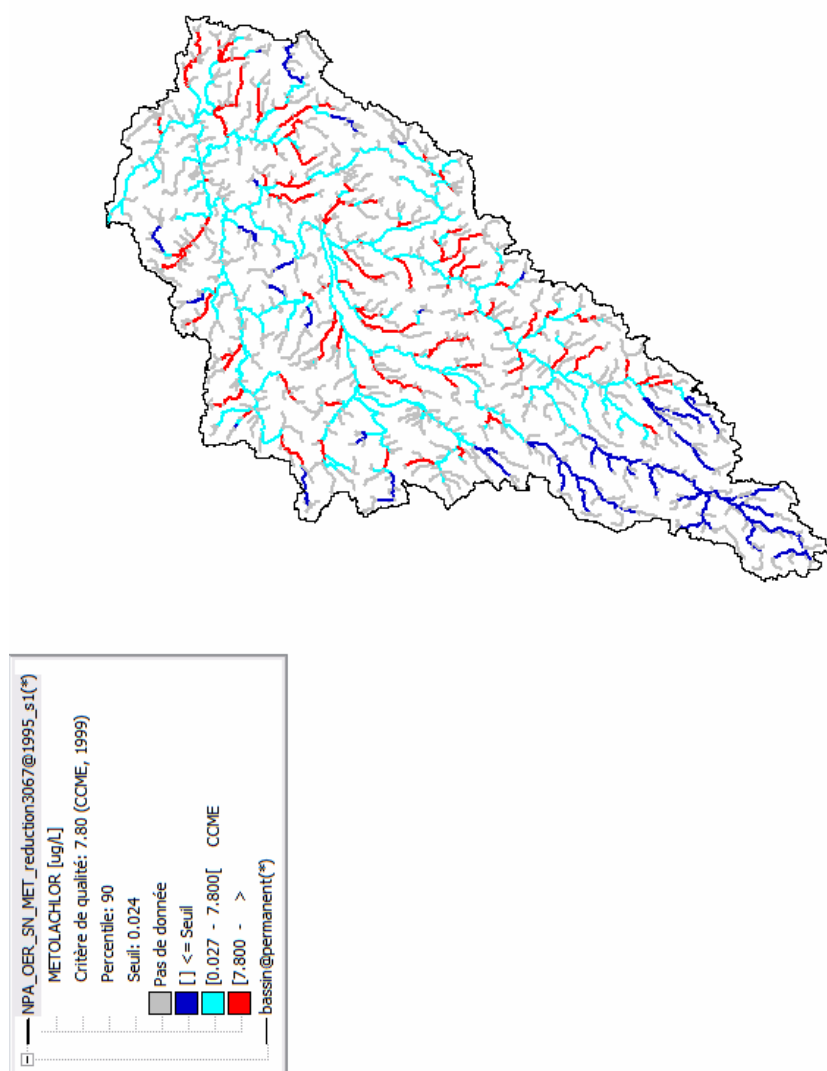


Figure 4.33 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation

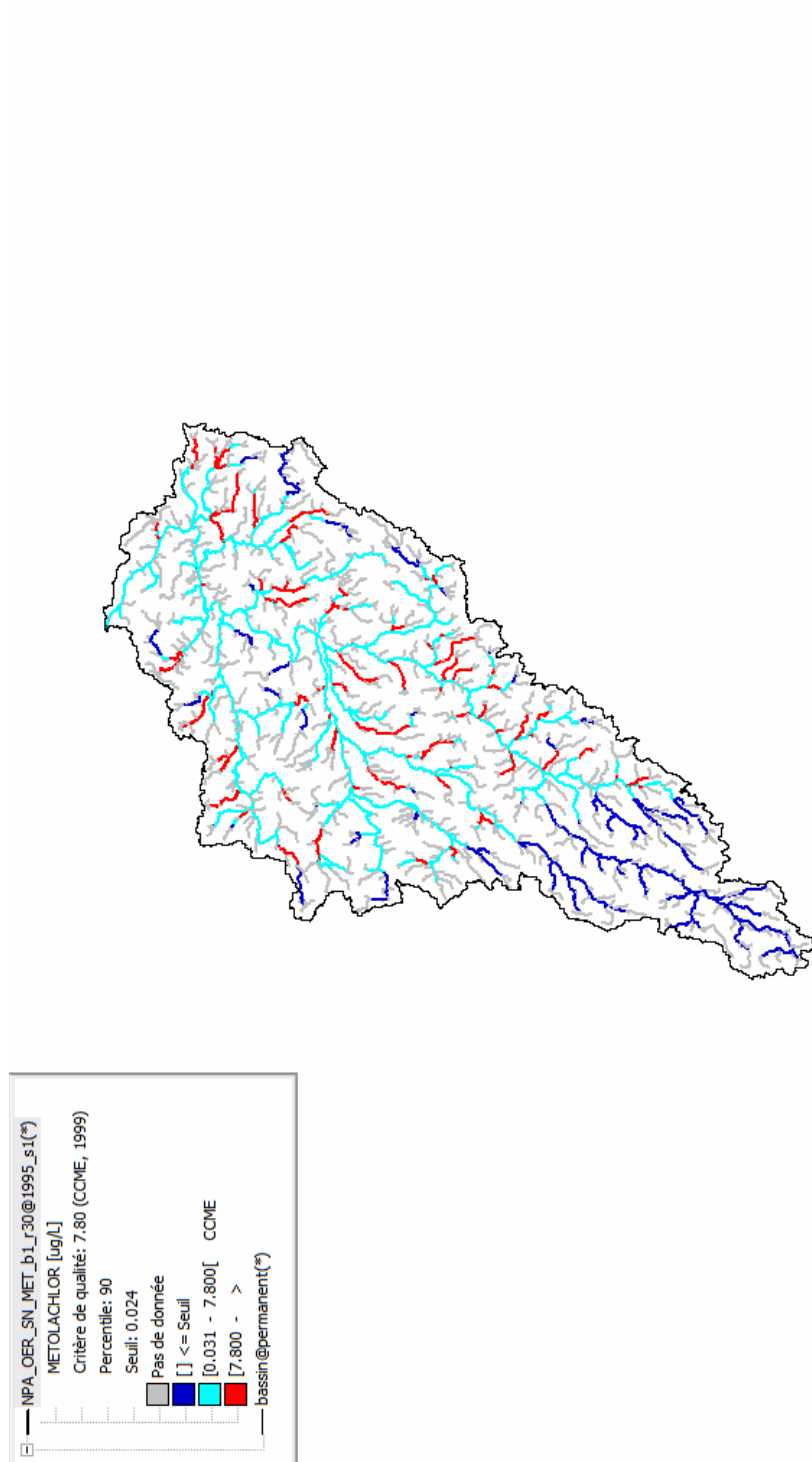


Figure 4.34 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 1 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation

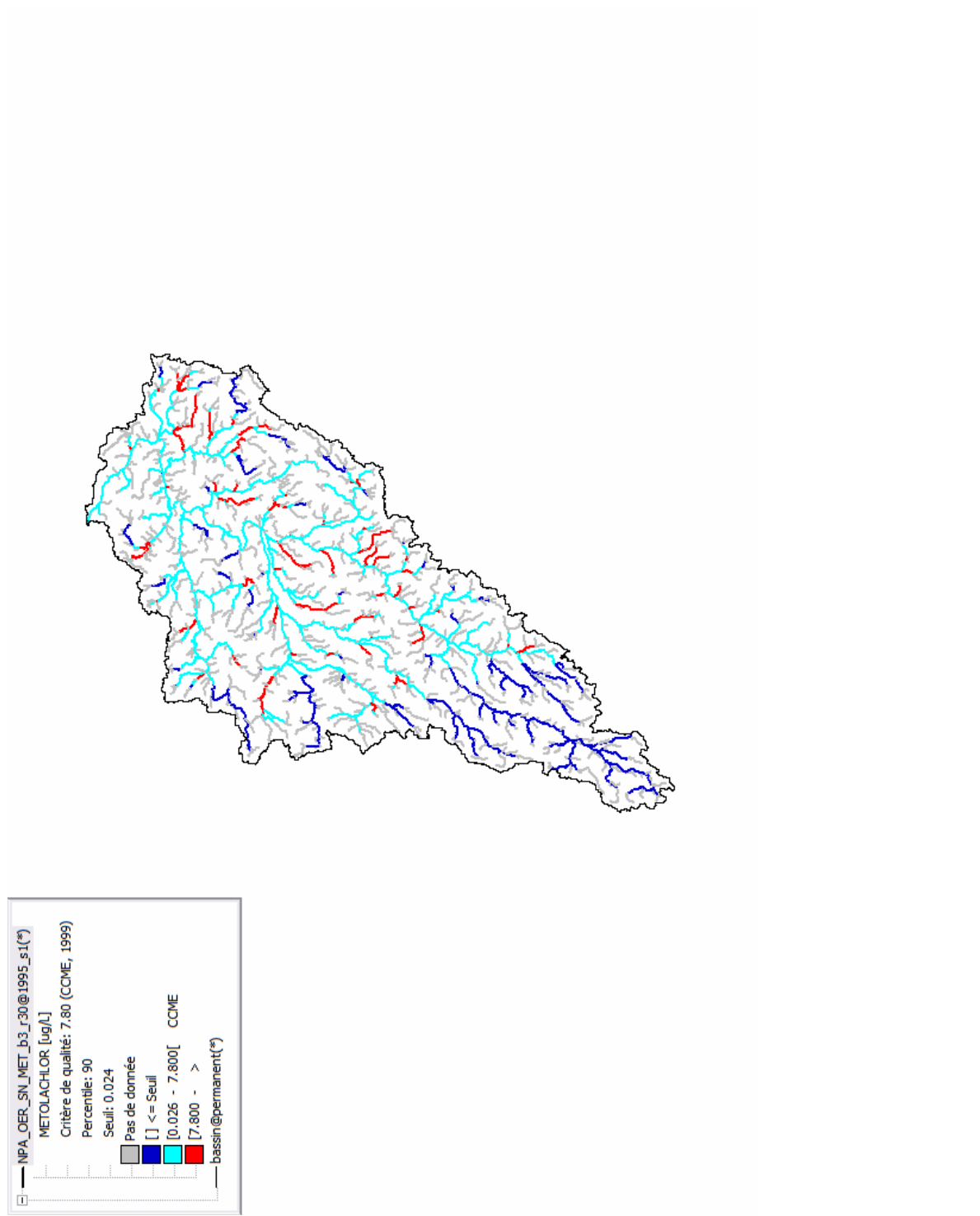


Figure 4.35 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 3 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation

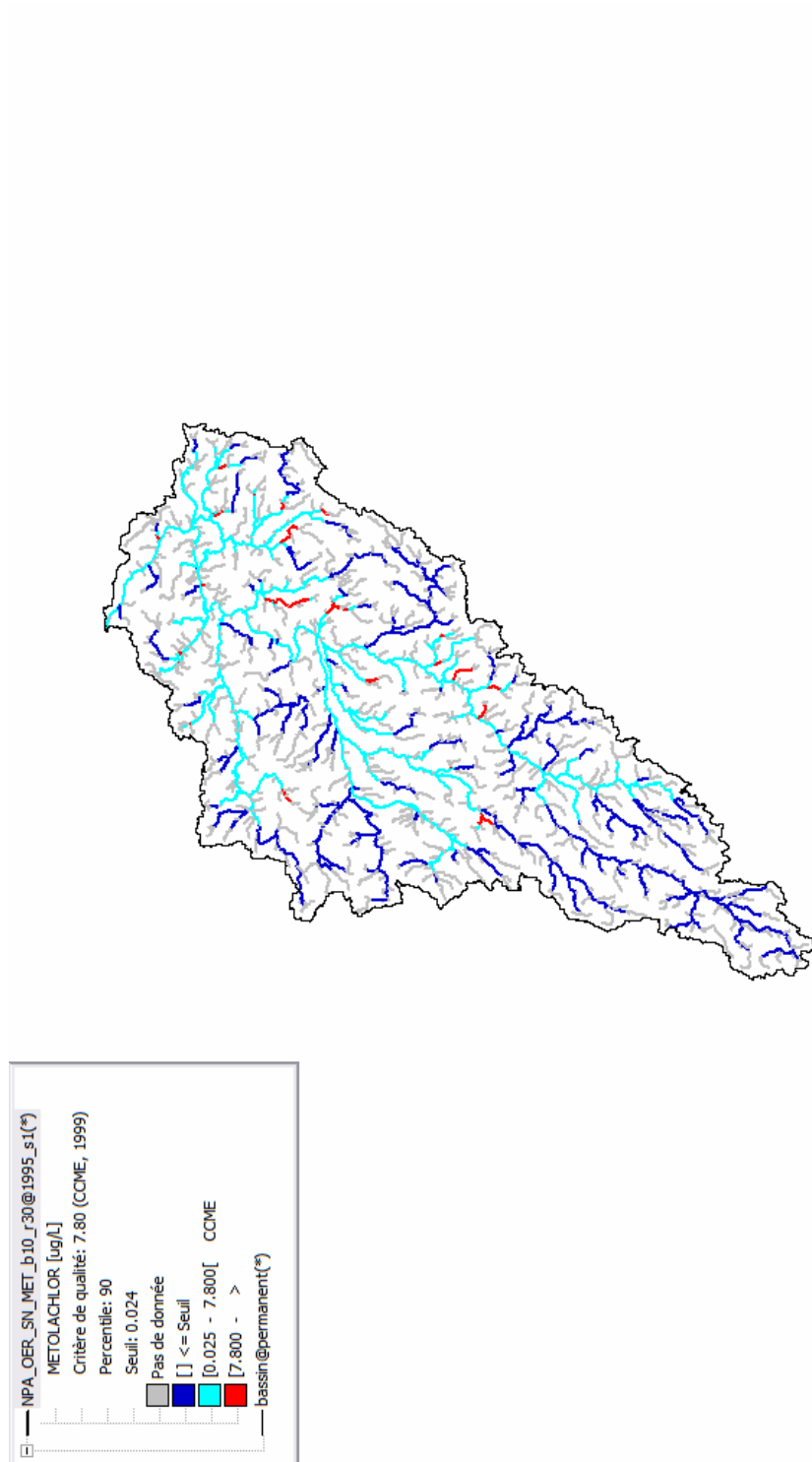


Figure 4.36 : Carte des NPA calculées pour le *Métolachlor* avec une bande riveraine de 10 m et une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 1, 3 et 10 m, BR1, BR3, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux types de PGB), il se produit pour le *Dicamba*, si l'on considère un seuil de détection de 0.001 µg/L, des réductions de 28%, 43%, 58% et 10% des Q90 à l'exutoire du bassin suite à l'application des bandes riveraines et une réduction du taux d'application. Lorsque l'on combine l'application des bandes riveraines avec la réduction du taux d'application, on obtient des réductions des NPA de 10%, 35% et 30%. Par rapport au Q90 de référence (0.040 µg/L), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.029, 0.023, 0.017, 0.036, 0.036, 0.026 et 0.028 µg/L. Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de 7.8 µg/L pour le *Dicamba* (CCME 2007).

On peut se poser la question ici de comment se fait-il que les réductions des valeurs de NPA soient moins importantes lorsque l'on combine les bandes riveraines avec la réduction du taux d'application? La réponse se trouve dans le fait qu'il y a moins de concentrations supérieures au seuil de détection et que les plages des concentrations possibles suite à ces combinaisons de PGB diminuent. En d'autres mots, la combinaison des PGB a pour effet de réduire les pics concentrations et de diminuer de manière importante les faibles concentrations. Ainsi, la combinaison de PGB permet d'éliminer tant les faibles concentrations que les concentrations extrêmes. Les distributions sont donc asymétriques vers la gauche avec des médianes toujours inférieures aux moyennes et les étendues des valeurs moins importantes. De plus, les moyennes augmentent légèrement. Ceci a pour effet de déplacer les Q90 vers des concentrations plus élevées et donc de produire des réductions moins importantes des NPA.

Les figures 4.37 à 4.44 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note premièrement qu'il n'y a pas pour l'instant de NPI pour le *Dicamba* (voir tableau 4.2). On note également que certains tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures au CPVA effet chronique (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures au CPVA chronique à des NPA inférieures au CPVA de 10 µg/L et même de les diminuer sous le seuil de détection (bleu royal). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité des bandes riveraines.

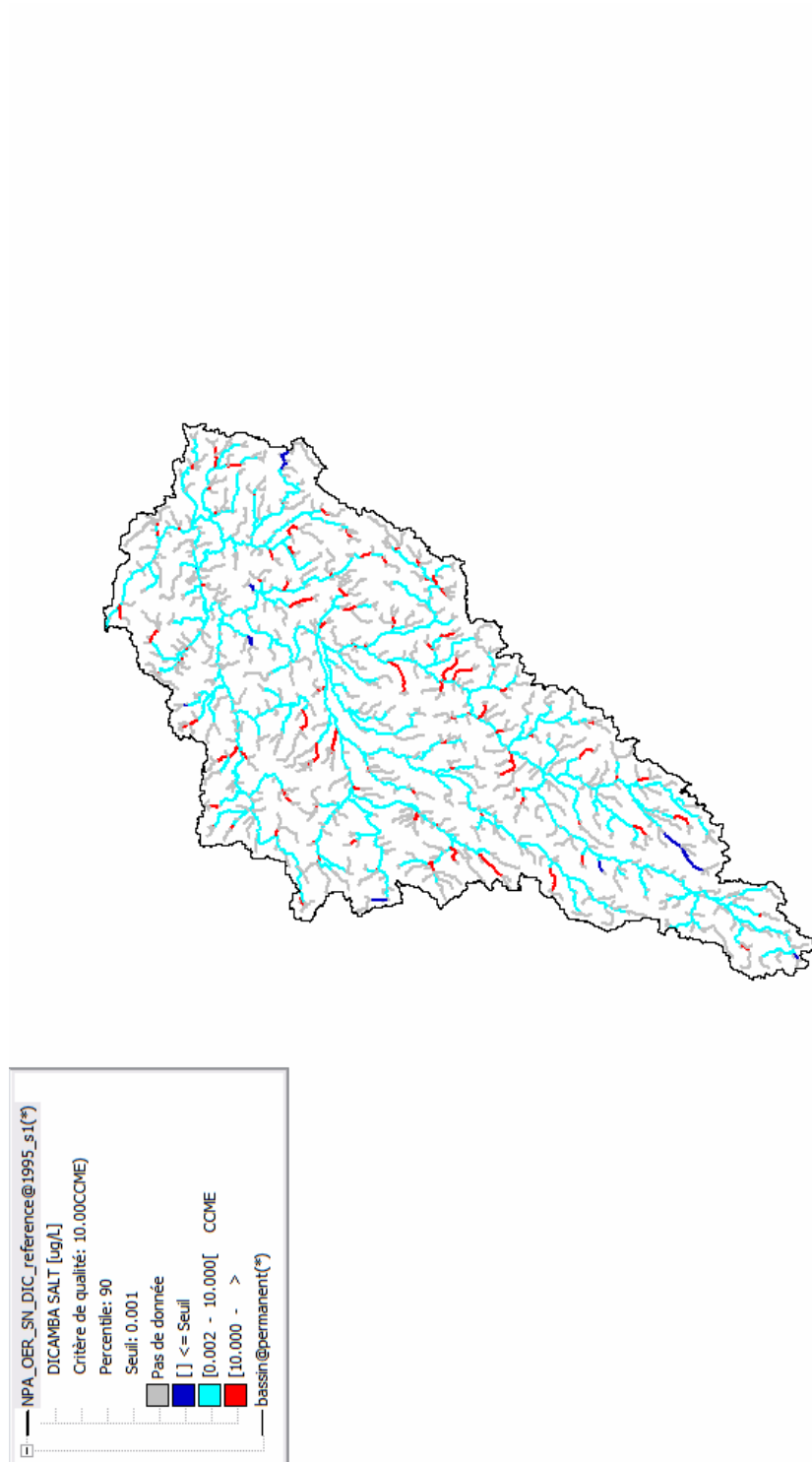


Figure 4.37 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec l'état de référence sur le bassin de la rivière South Nation

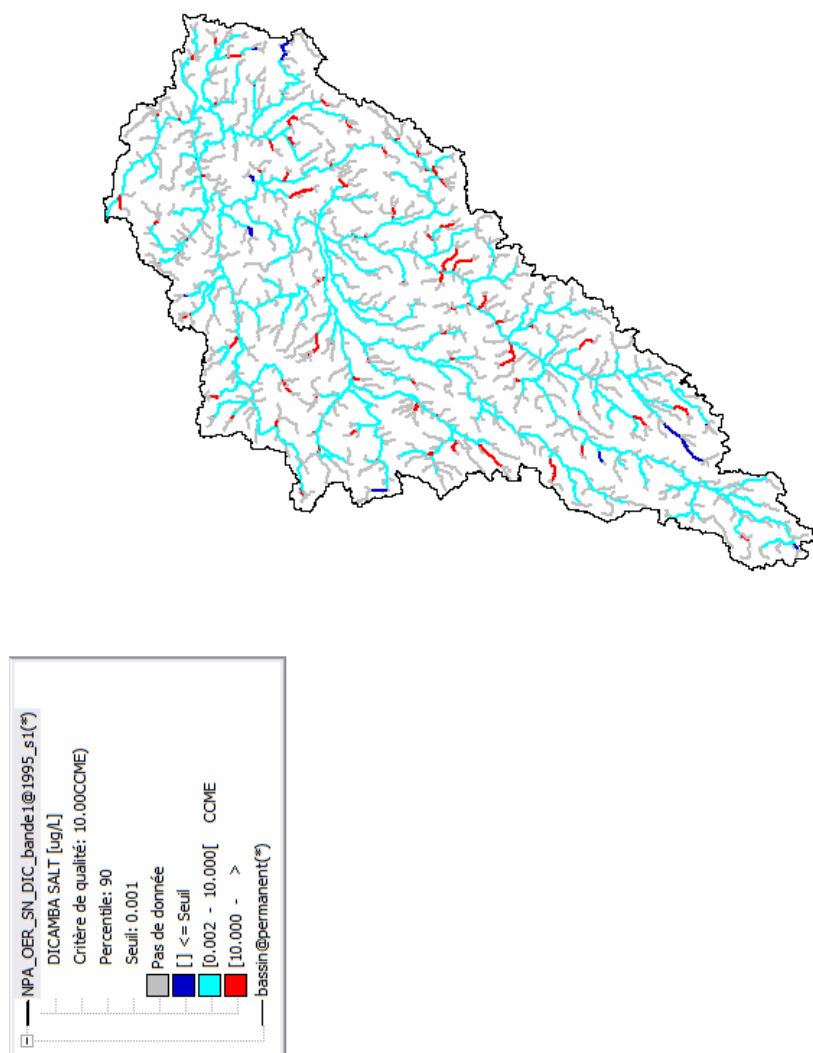


Figure 4.38 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 1m sur le bassin de la rivière South Nation

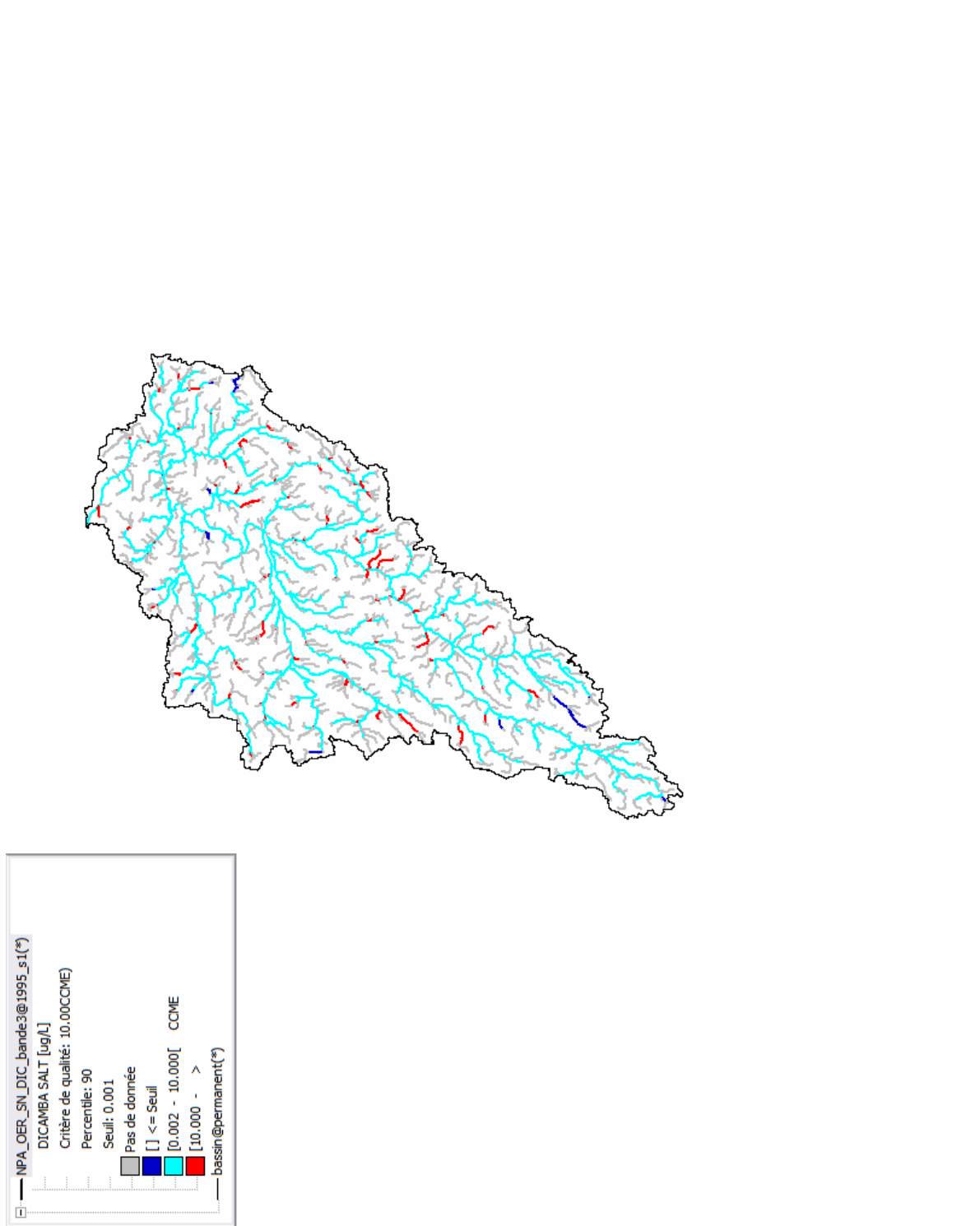


Figure 4.39 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 3m sur le bassin de la rivière South Nation

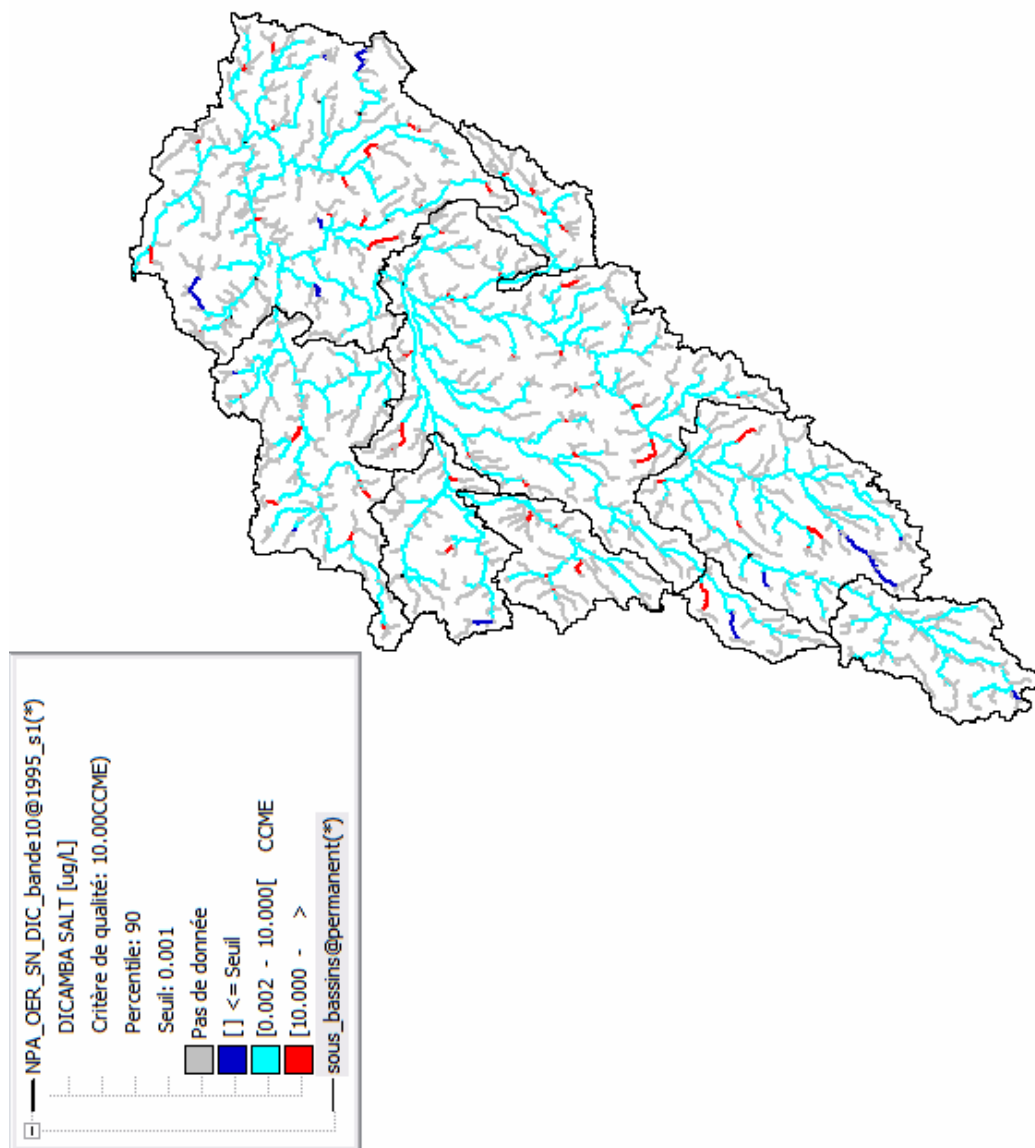


Figure 4.40 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière South Nation

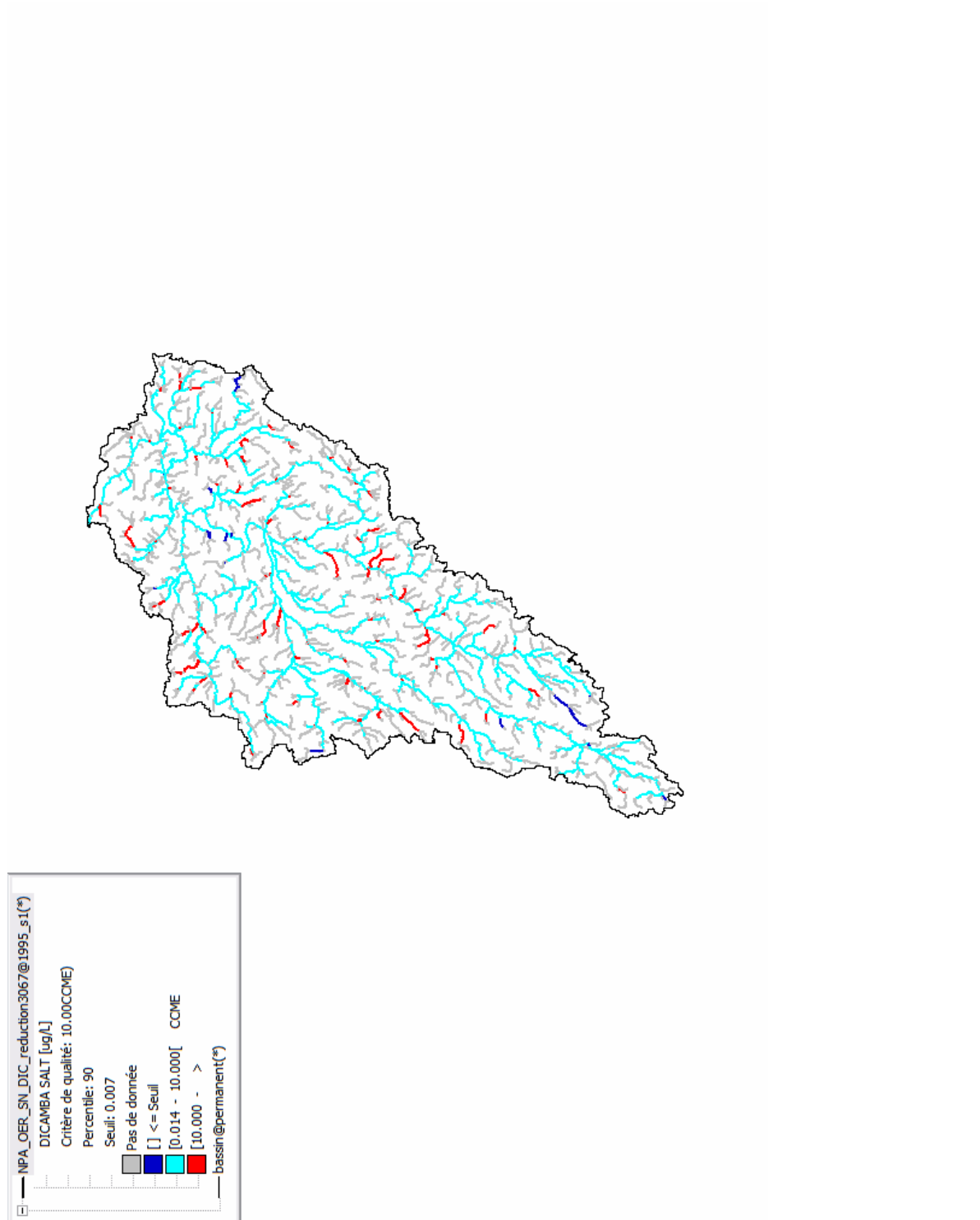


Figure 4.41 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une réduction des taux d'application de 30% sur le bassin de la rivière South Nation

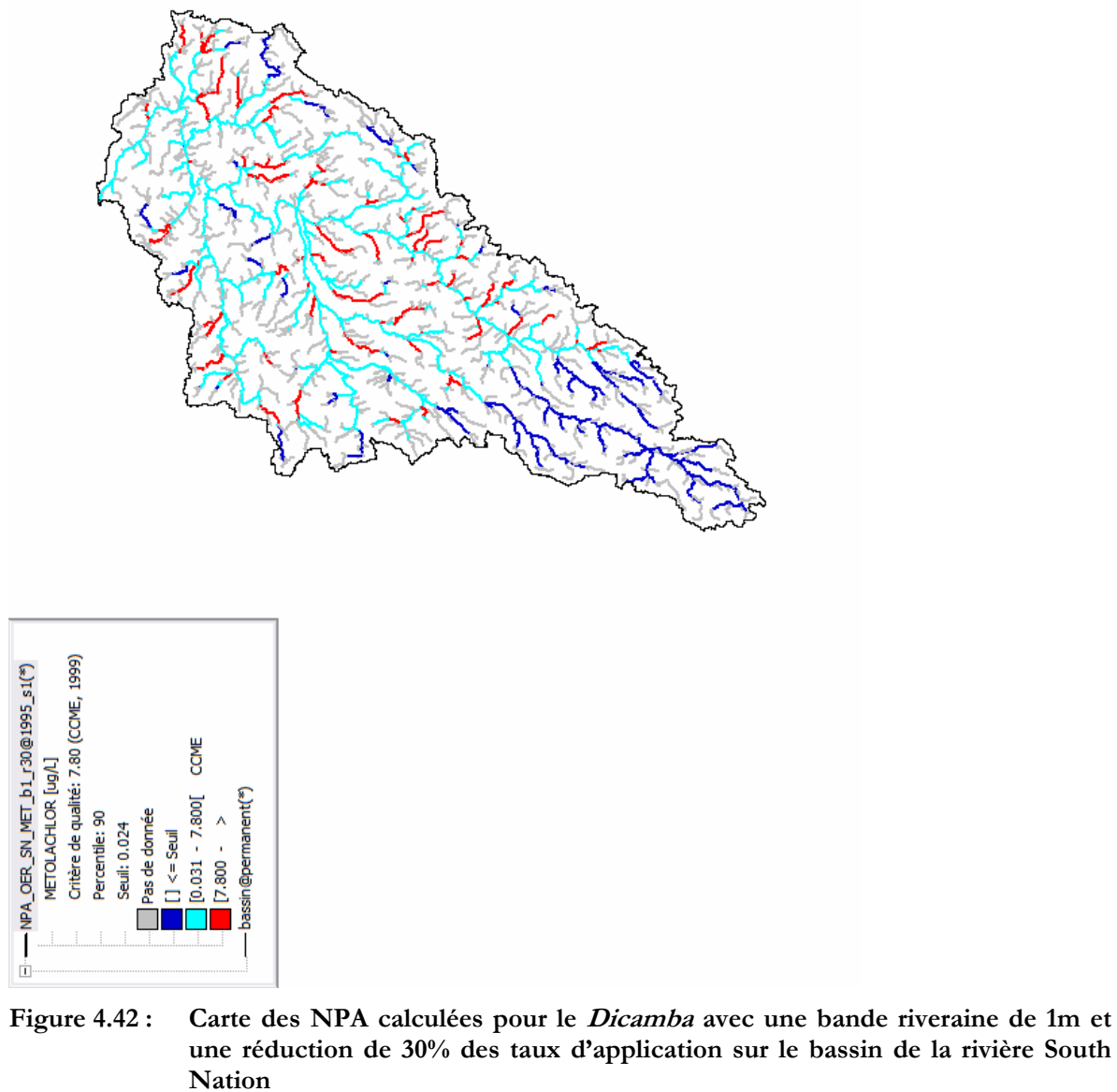


Figure 4.42 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 1m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

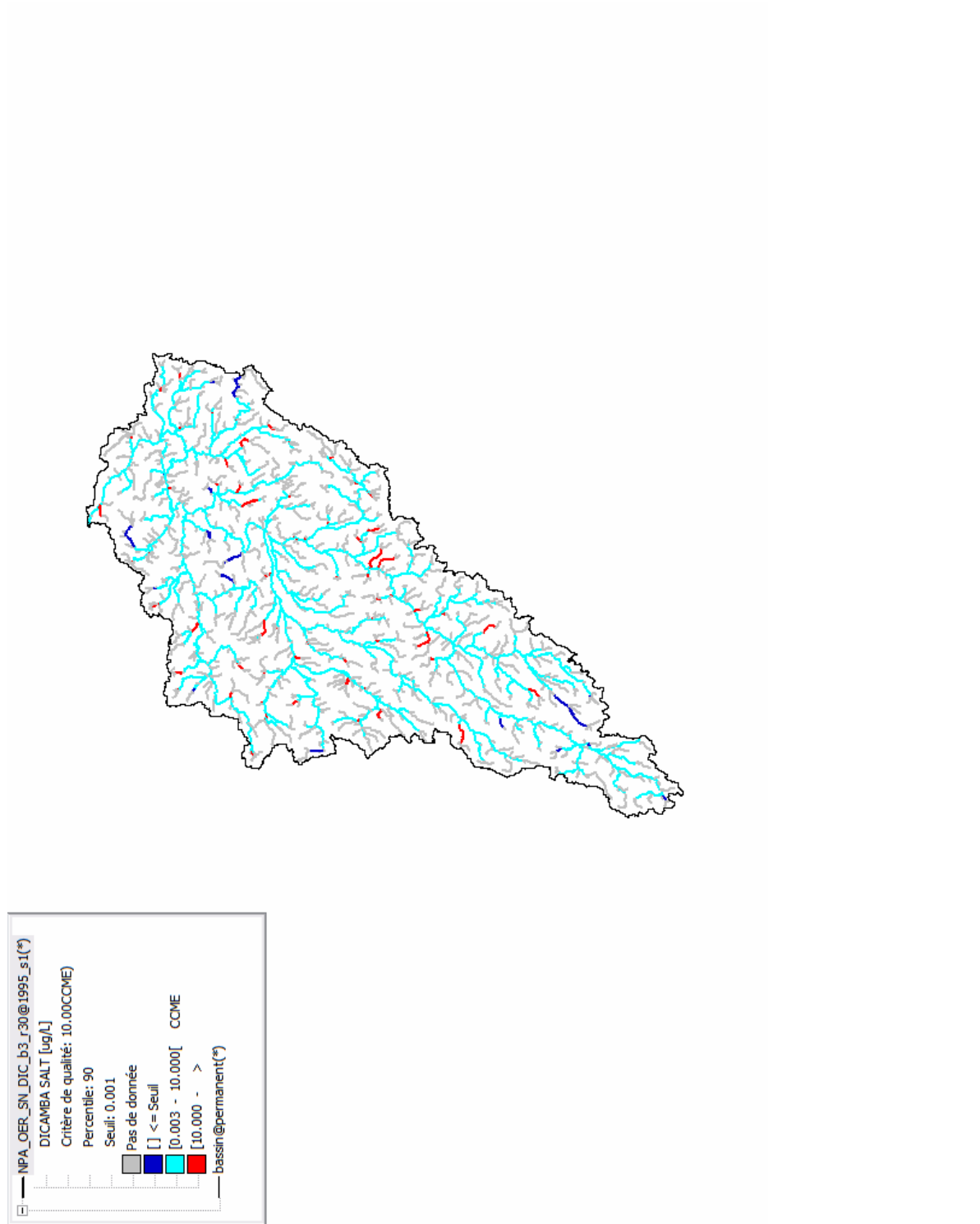


Figure 4.43 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 3m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

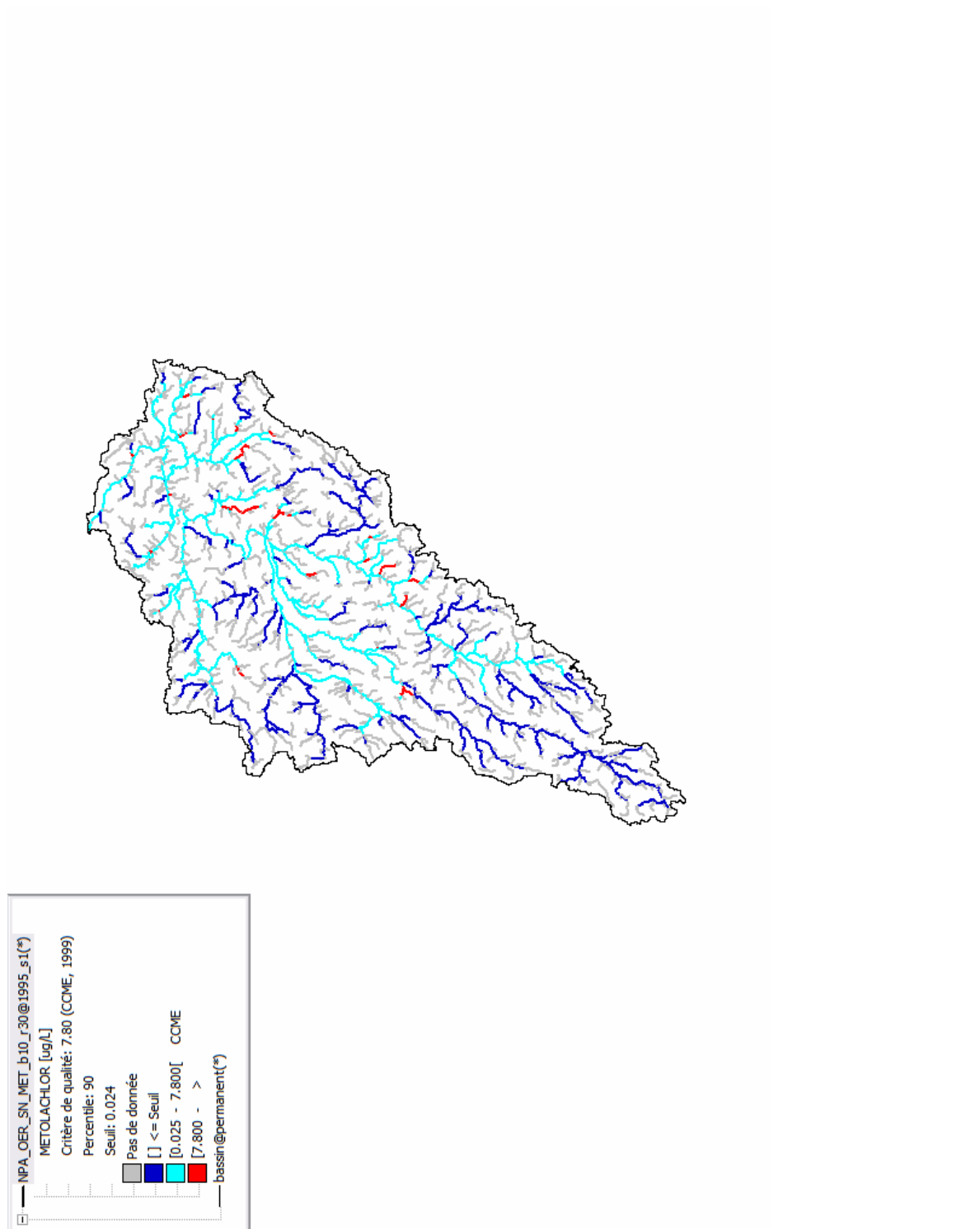


Figure 4.44 : Carte des NPA calculées pour le *Dicamba* avec une bande riveraine de 10m et une réduction de 30% des taux d'application sur le bassin de la rivière South Nation

4.5 NPA POUR LE BASSIN DE LA SALMON RIVER

En fin octobre 2007, le responsable du bassin versant de la Salmon River (Laura McLean) discutait avec ses collaborateurs régionaux du choix de deux pesticides pour la détermination de NPA sur ce bassin. Les pesticides alors ciblés étaient, à cette époque, le MCPA et un organochloré éventuel : α -HCH ou γ -HCH ou HCB ou *Endosulfan* (Rousseau *et al.*, Rapport-synthèse, 25 janvier 2008).

Le MCPA est un herbicide systémique notamment utilisé sur les cultures céréalières et les prairies (« grasslands »). De ce fait, cet herbicide se prête bien à la détermination d'une NPA en milieu agricole.

Parmi les pesticides organochlorés, l'*Endosulfan* est l'insecticide qui a été choisi pour cinq raisons principales.

- (i) Il répondait au critère du responsable du bassin versant voulant que le pesticide choisi devait avoir été détecté à au moins cinq reprises lors des échantillonnages ayant eu lieu durant la période du projet INÉNA-Pesticides (courriel de LM le 25 février 2008).
- (ii) Il répondait au critère du responsable du bassin versant voulant que l'on puisse disposer, pour le pesticide choisi, d'un répertoire des ventes dans cette région et ceci depuis 2003 (soit l'année la plus récente pour laquelle ces données sont disponibles) (courriel de LM le 25 février 2008).
- (iii) Le composé endosulfan a été détecté dans la Salmon River et quantifié plus fréquemment et en concentrations supérieures à celles de la majorité des autres insecticides organochlorés.
- (iv) Ce choix était donc logique afin de d'obtenir le meilleur calage possible du modèle hydrologique.
- (v) L'endosulfan était un composé pour lequel une valeur de NPI était disponible (déterminée par EC en 2006-2007 (communication de PJ, EC).

Du fait de sa grande écotoxicité et de son historique d'utilisation, il est utile de préciser ci-après le degré de pertinence de sa considération dans le cadre de l'actuel projet INÉNA-Pesticides. Ceci permettra d'éclairer certains aspects particuliers et relatifs à la détermination de NPA pour ce composé. Il est à noter que la problématique de l'endosulfan est similaire à celle de tous les autres insecticides organochlorés qui présentent également une écotoxicité élevée, une

persistance et une adsorption parfois très importantes (e.g., α -HCH ou γ -HCH ou HCB qui ont également été suivis sur la Salmon River).

L'*Endosulfan a*, depuis les années 1950 et 1960, été utilisé à la fois en agriculture et pour la protection de certaines essences arbustives (e.g. sylviculture ou forêt naturelle ou aménagée). La formulation commerciale comprend, la plupart du temps, deux conformères (ou isomères) : α -endosulfan et β -endosulfan. Ces deux isomères sont souvent considérés comme présentant des valeurs identiques pour certaines de leurs propriétés physico-chimiques (Hornsby *et al.*, 1996) utilisées dans la modélisation de leur devenir vers et dans les milieux aquatiques (e.g. solubilité, sorption). Ainsi, les concentrations mesurées pour les isomères α - et β -*Endosulfan* dans la Salmon River ont été additionnées ensemble dans le présent projet afin d'obtenir la concentration totale d'endosulfan provenant de la formulation commerciale appliquée sur ce bassin. Cette procédure a été utilisée après confirmation de la formulation commerciale utilisée et avec l'accord du responsable de ce bassin versant.

Il est à noter que l'endosulfan est un composé organochloré très toxique présentant un important risque pour la santé des organismes biologiques, du fait de son potentiel élevé de bioaccumulation et de bioamplification dans la chaîne trophique ou alimentaire. L'endosulfan est souvent considéré, en termes des risques (importants) pour la santé humaine, comme un insecticide organochloré de première génération (qui incluait par exemple le DDT). L'emploi de tels insecticides très toxiques de première génération a été restreint ou banni depuis les années 1970 et 1980. Encore récemment (2007), le Programme National des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE, Nations Unies) a proposé l'inscription de l'endosulfan au nombre des produits à haute écotoxicité, visés par la Convention de Stockholm (2001), à la liste des 12 « Persistent Organic Pollutants » ou POPs prioritaires dont l'utilisation doit être éliminée ou restreinte à l'échelle mondiale.

L'évolution historique des applications d'*Endosulfan* sur la Salmon River a ainsi potentiellement été soumise à ce courant historique d'élimination de certain organochlorés très toxiques, évolution qui a lieu ces dernières décennies ou ces dernières années. Une incertitude existe ainsi, dans le cadre de ce projet, sur l'emploi historique (et même actuel) de l'endosulfan à l'intérieur de ce bassin versant.

Pour le bassin de la Salmon River, nous ne disposons pas de données précises sur l'utilisation de l'endosulfan durant la (ou les) dernière(s) décennie(s). Ainsi, les données disponibles pour les périodes (années, saisons) d'application, la localisation et les superficies du territoire traité, de même que les taux d'application demeurent peu précises, fragmentaires, voire inexistantes.

Finalement, il est important de noter que si la détermination d'une NPA pour l'endosulfan peut être aisément justifiable sur la base de son écotoxicité élevée, la diminution future (anticipée ou probable) de l'usage de l'endosulfan pourrait être susceptible de diminuer les cas de contaminations futures.

Il est à noter que l'endosulfan peut présenter, sous certaines circonstances, une très grande persistance qui peut également être très variable selon les conditions environnementales. Les demi-vies dans des sols acides à neutre vont de 1 à 2 mois pour l'endosulfan α et de 3 à 9 mois pour l'endosulfan β dans des conditions aérobies. Les demi-vies pour l'ensemble des résidus toxiques (d'endosulfan et de sulfate d'endosulfan) peuvent s'échelonner globalement entre 9 mois et 6 ans (communiqué WEB du PNUE, 29 août 2007).

Dans le cas de la Salmon River, il est très probable (ou vraisemblable) que des résidus actifs d'endosulfan aient persisté sur de longues périodes de temps suite aux applications d'année(s) antérieure(s). Dans un tel cas vraisemblable, il n'est pas impossible que les concentrations mesurées dans la Salmon River reflètent pour une part un lent relargage de résidus âgés et encore actifs, ayant séjourné dans les sédiments du cours d'eau, et/ou ayant été lentement lessivés de la litière forestière vers la rivière. Dans les deux cas, les concentrations mesurées en rivière (ex. en 2006 ou 2007) pourraient être en partie le résultat d'un « bruit de fond de faibles concentrations » résultant de la lente désorption des sédiments et/ou le transport d'endosulfan persistant et fortement adsorbé à des particules (sol, matière organique) érodées par ruissellement. Bien entendu et dans un tel cas, il ne nous est pas possible de distinguer la charge d'endosulfan en rivière provenant d'une application annuelle, de celle pouvant provenir d'applications antérieures (grande persistance potentielle et lent transport du composé dans le bassin ou sous-bassins).

Puisque le calage du modèle s'appuie dans un premier temps sur des concentrations mesurées lors d'une saison de croissance, une incertitude sur des données annuelles des pratiques phytosanitaires (lors de la même année de prélèvement ou lors d'applications antérieures) est susceptible de limiter la fiabilité des résultats de simulations basées sur de telles concentrations mesurées.

Notons par ailleurs que les résultats (limités en nombre) de concentrations mesurées en endosulfan dans la Salmon River, bien que supérieures à celles de la plupart des autres insecticides organochlorés, demeurent très faibles (de l'ordre de 10^{-4} $\mu\text{g/L}$, soit 0,1 ng/L). Ces très faibles concentrations peuvent être inférieures à celles pouvant être simulées à l'aide de la modélisation hydrologique. Également, ces très faibles concentrations peuvent être sensibles aux erreurs expérimentales liées au prélèvement, à l'extraction et au dosage de pesticide.

Du fait du nombre limité d'échantillons contenant de l'endosulfan (2006 et 2007), ainsi que des concentrations mesurables (quantifiables) extrêmement faibles, il a été décidé de considérer le 2,4-D comme pesticide supplémentaire pour la détermination de NPA sur ce bassin. Cet herbicide, typique de cultures agricoles, avait été suggéré par le responsable du bassin versant comme choix potentiel et alternatif au MCPA et/ou à l'Endosulfan (courriel de LM le 25 février 2008). Notons que le 2,4-D n'a pas été considéré par EC pour la détermination de NPI en 2005-2006 puis en 2006-2007. Le composé choisi a été le 2,4-D sel de Diméthylamine.

Ainsi, les pesticides sélectionnés pour la détermination des NPA sur la Salmon River sont le MCPA et le 2,4-D Diméthylamin, le pesticide offrant le plus grand potentiel de contamination, même s'il est très peu utilisé. Des formulations commerciales contenant ou bien du 2,4-D acide, ou bien du 2,4-D Diméthylamine, ont été vendues et présumément appliquées sur ce bassin versant. Il est à noter que la majorité des techniques et appareils de dosage du 2,4-D (GC, HPLC, etc.) mesurent la forme acide du 2,4-D. Or, le sel 2,4-D Diméthylamine s'ionise dans l'eau pour donner lieu à forme acide du 2,4-D (tout comme au moment du pré-traitement en milieu acide de l'échantillon d'eau lors du dosage du 2,4-D). Il est donc ainsi présumé ici que les concentrations en 2,4-D mesurées sur la Salmon River constituent la somme de la forme acide et de la forme Diméthylamine, soit la totalité du 2,4-D appliqué sur ce bassin. À noter que même pour le MCPA et le 2,4-D, les concentrations mesurées étaient à la limite des possibilités de simulation de GIBSI à cette échelle. La période d'arrosage de ces herbicides a été établie entre le 20 mai et le 1^{er} juillet. Puisque les taux d'application pour ces pesticides n'étaient pas disponibles, ils ont été déterminés par une méthode « essais et erreurs » lors du calage. Les taux appliqués ainsi déterminés sont de 0,38 kg/ha-an de MCPA sur les champs de foin et de céréales, et de 0,0114 kg/ha-an de 2,4-D sur les champs de foin, de céréales et les vergers.

Tableau 4.7 : Quantile 90 des concentrations détaillées de l'MCPA et le 2,4-D (Q90) en fonction des PGB implantées sur les cultures de maïs, soya, canola et le foin dans le bassin Salmon River (période 1^{er} mai au 31 août)

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario			
			Base	BR10	-25%	BR10+ - 25%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]			
MCPA	Foin : 0.382 Céréales : 0.382	0.001	0.004	0.006	0.004	0.001
2,4-D	Maïs : 1.603 Soya : 2.148	0.001	0.002	0.003	0.003	0.003

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 10 m, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux types de PGB), il se produit pour le *MCPA*, si l'on considère un seuil de détection de $0.00 \mu\text{g/L}$, des modifications de 50%, 0% et -75% des NPA. Par rapport au Q90 de référence ($0.004 \mu\text{g/L}$), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.006 , 0.004 et $0.001 \mu\text{g/L}$ (voir Tableau 4.7). Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de $2.6 \mu\text{g/L}$ pour le *MCPA* (CCME 2007).

On peut se poser la question ici de comment se fait-il que les modifications des valeurs de NPA soient moins importantes, voir supérieures, lorsque l'on implante les bandes riveraines avec la réduction du taux d'application? Tout d'abord il y a très peu de concentrations simulées supérieures au seuil de détection même pour l'état de référence (scénario de base) et puis y a moins de concentrations supérieures au seuil de détection et que les plages des concentrations possibles suite à ces combinaisons de PGB diminuent. En d'autres mots, la combinaison des PGB a pour effet de réduire les pics concentrations et de diminuer de manière importante les faibles concentrations. Ainsi, les distributions sont asymétriques vers la gauche avec des médianes toujours inférieures aux moyennes et les étendues des valeurs sont moins importantes. De plus, les moyennes augmentent légèrement. Ceci a pour effet de déplacer les Q90 vers des concentrations plus élevées et donc de produire des modifications positives ou négatives des NPA.

Les figures 2.45 à 2.48 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note premièrement qu'il n'y a pas pour l'instant de NPI pour le *MCPA* (voir tableau 4.2). On note également que quelques tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures au CPVA effet chronique (couleur rouge). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures au CPVA chronique à des NPA inférieures au CPVA de $2.6 \mu\text{g/L}$ et même de les diminuer sous le seuil de détection (bleu royal). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité de combiner les deux types de PGB.

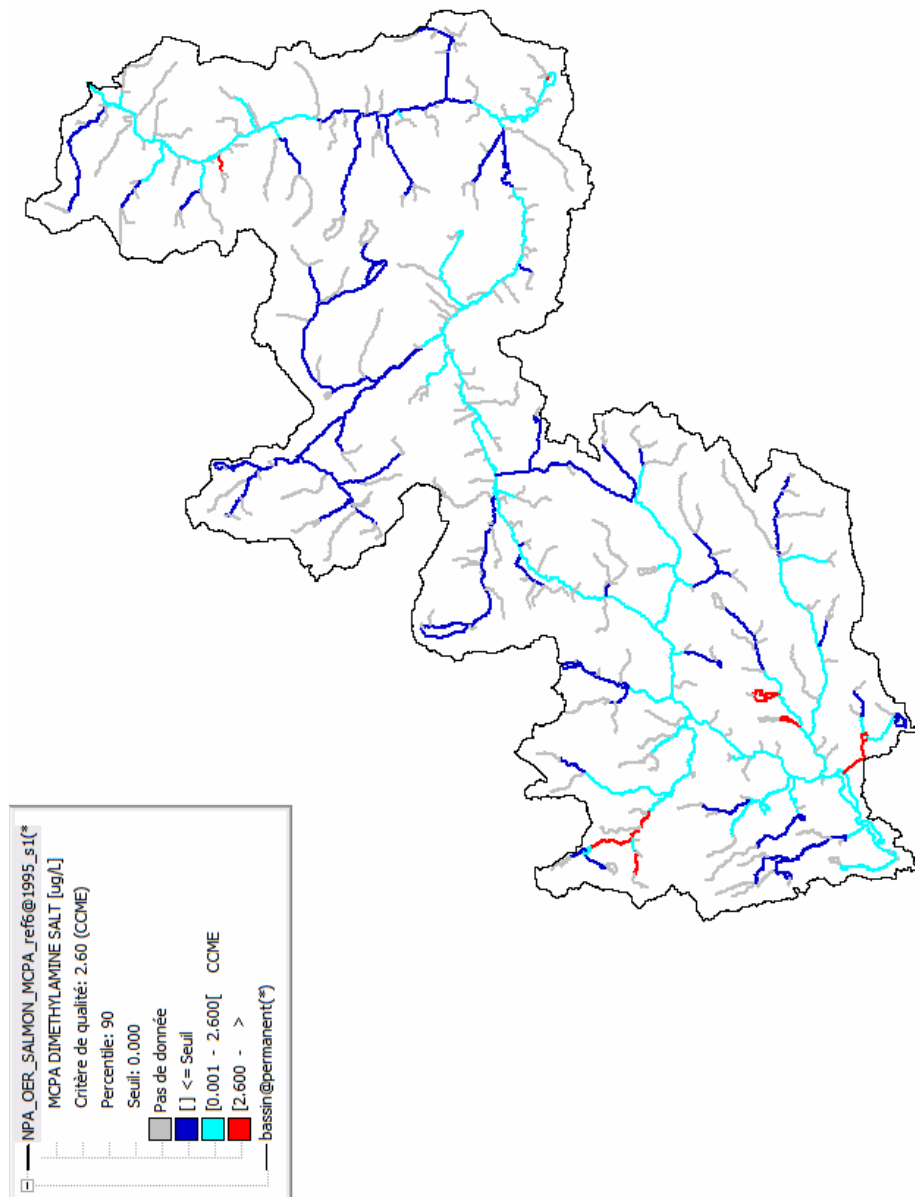


Figure 4.45 : Carte des NPA calculées pour le *MCPA* avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Salmon River

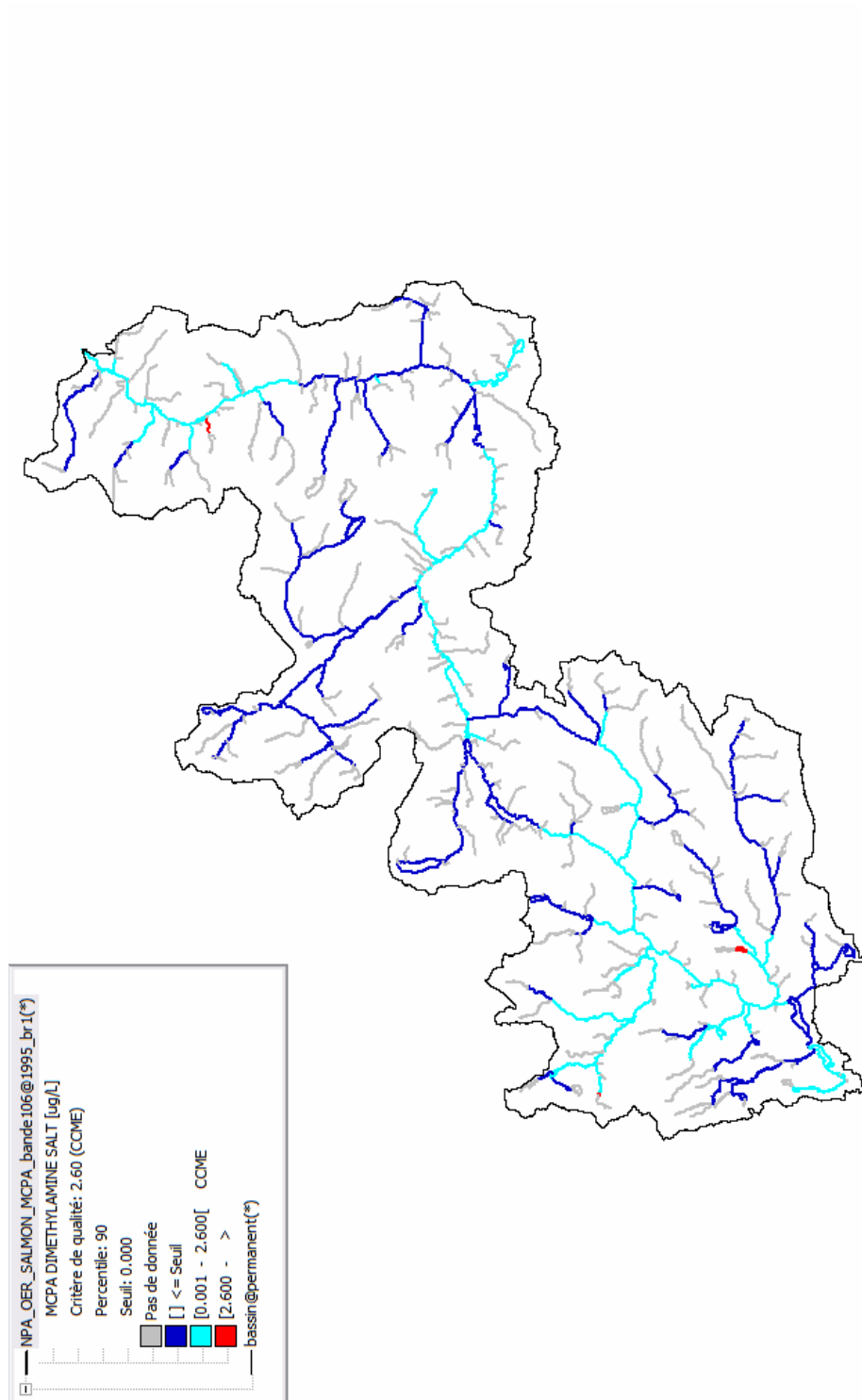


Figure 4.46 : Carte des NPA calculées pour le MCPA avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Salmon River

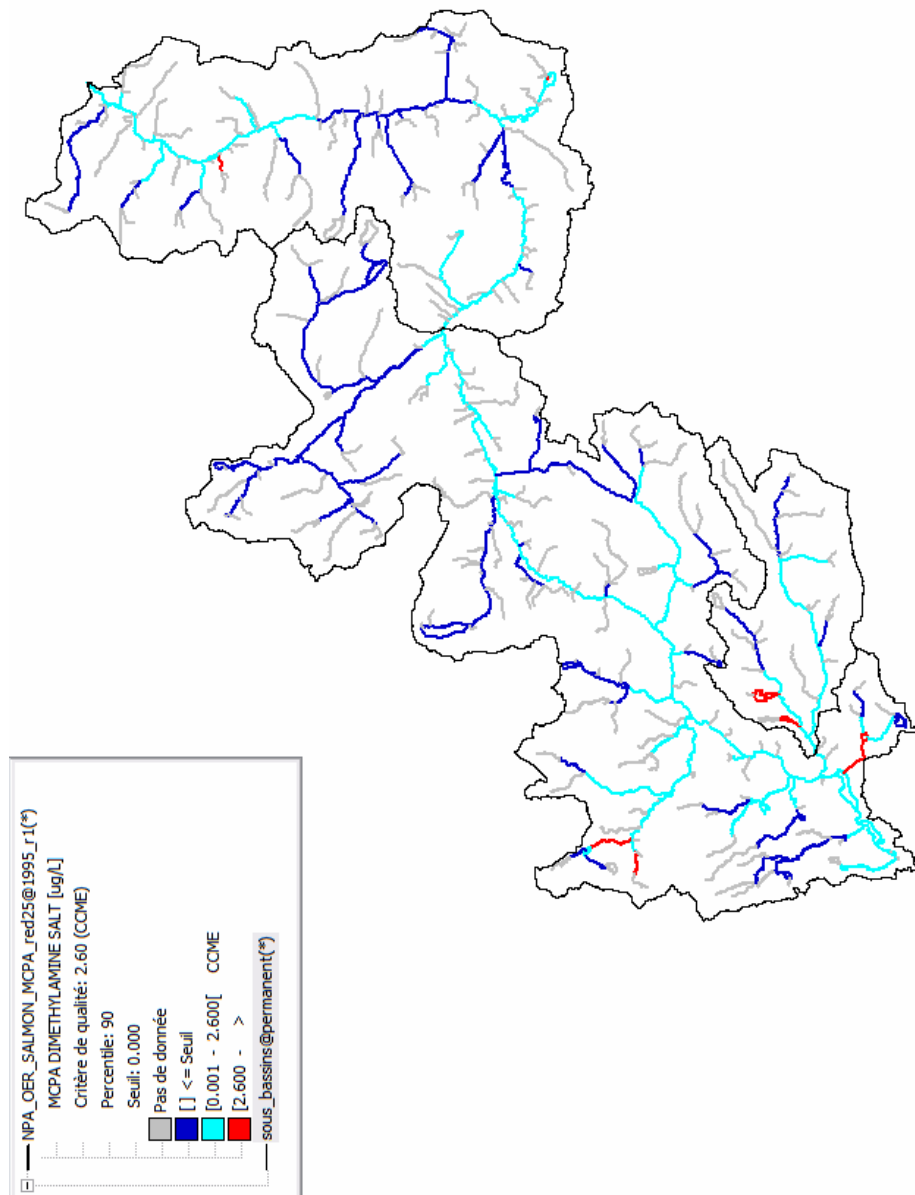


Figure 4.47 : Carte des NPA calculées pour le *MCPA* avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River

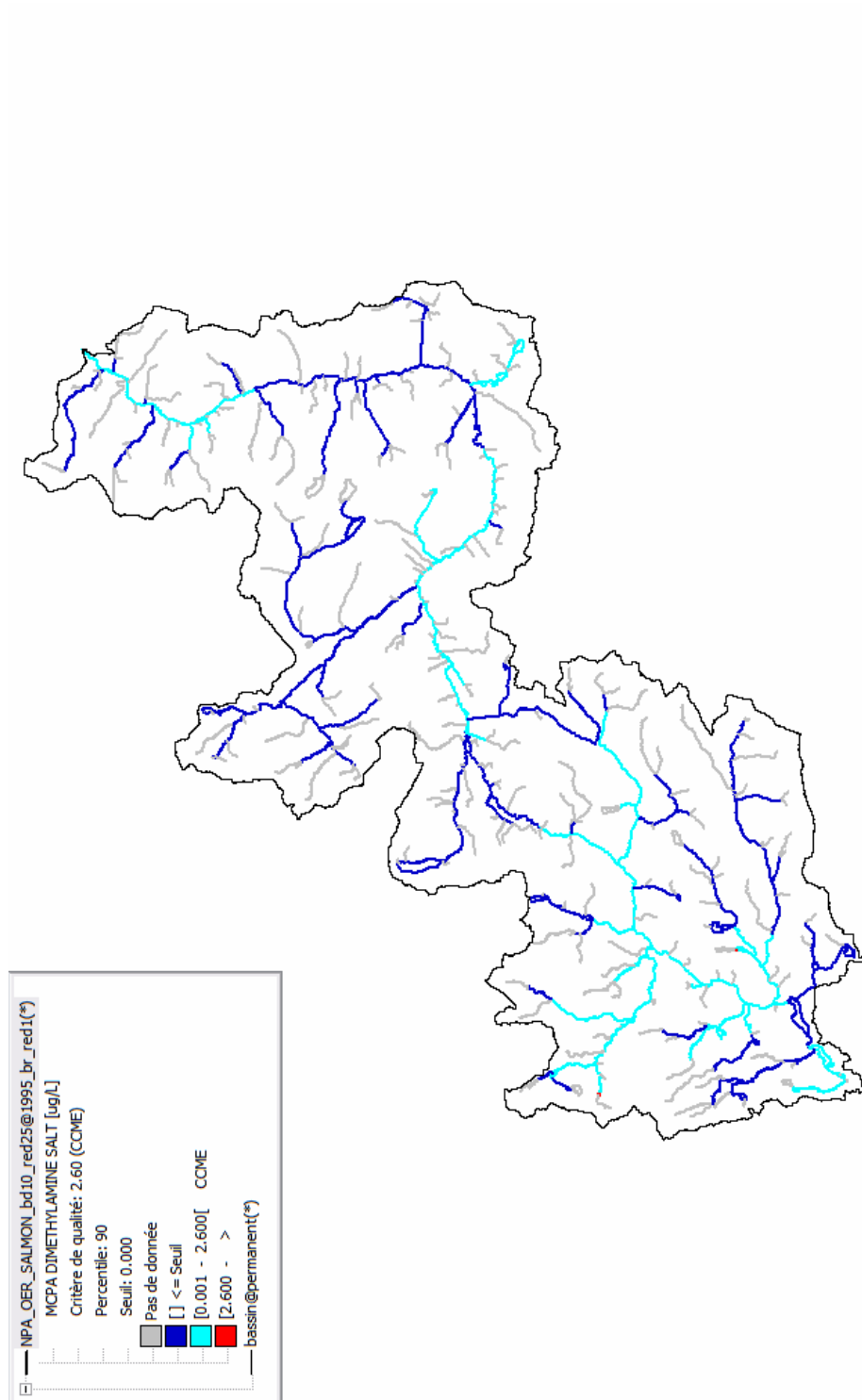


Figure 4.48 : Carte des NPA calculées pour le *MCPA* avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River

Suite à l'application des PGB (bandes riveraines de 10 m, BR10; réduction du taux d'application de 30% et une combinaison de ces deux types de PGB), il se produit pour l'2,4-D, si l'on considère un seuil de détection de 0.00 $\mu\text{g/L}$, il se produit une modification de de 50% du NPA. Par rapport au Q90 de référence (0.002 $\mu\text{g/L}$), ces Q90 correspondent à des concentrations de 0.003 $\mu\text{g/L}$. Les valeurs des Q90 sont inférieures au CPVA (effet chronique) de 4 $\mu\text{g/L}$ pour le 2,4-D (CCME 2007).

On peut se poser la question ici de comment se fait-il que les modifications des valeurs de NPA soient moins importantes, voir supérieures, lorsque l'on implante les bandes riveraines avec la réduction du taux d'application? La réponse se trouve dans le fait qu'il y a moins de concentrations supérieures au seuil de détection et que les plages des concentrations possibles suite à ces combinaisons de PGB diminuent. En d'autres mots, la combinaison des PGB a pour effet de réduire les pics concentrations et de diminuer de manière importante les faibles concentrations. Ainsi, les distributions sont asymétriques vers la gauche avec des médianes toujours inférieures aux moyennes et les étendues des valeurs sont moins importantes. De plus, les moyennes augmentent légèrement. Ceci a pour effet de déplacer les Q90 vers des concentrations plus élevées et donc de produire des modifications positives des NPA.

Les figures 4.49 à 4.52 présentent les cartes correspondantes de NPA pour chaque tronçon du réseau hydrographique. On note que trois tronçons de tête en milieu agricole ou d'affluents de la rivière principale ont des NPA supérieures au CPVA effet chronique mais inférieure au NPI chronique (couleur verte). Ces cartes permettent d'illustrer des problématiques locales plus critiques par rapport à celle à l'exutoire du bassin. Enfin, l'application des différentes PGB permet de diminuer les NPA supérieures au CPVA chronique à des NPA inférieures au CPVA de 4 $\mu\text{g/L}$ pour le 2,4-D et même de les diminuer sous le seuil de détection (bleu royal). Dans ces cas, on note particulièrement l'efficacité de combiner les deux types de PGB.

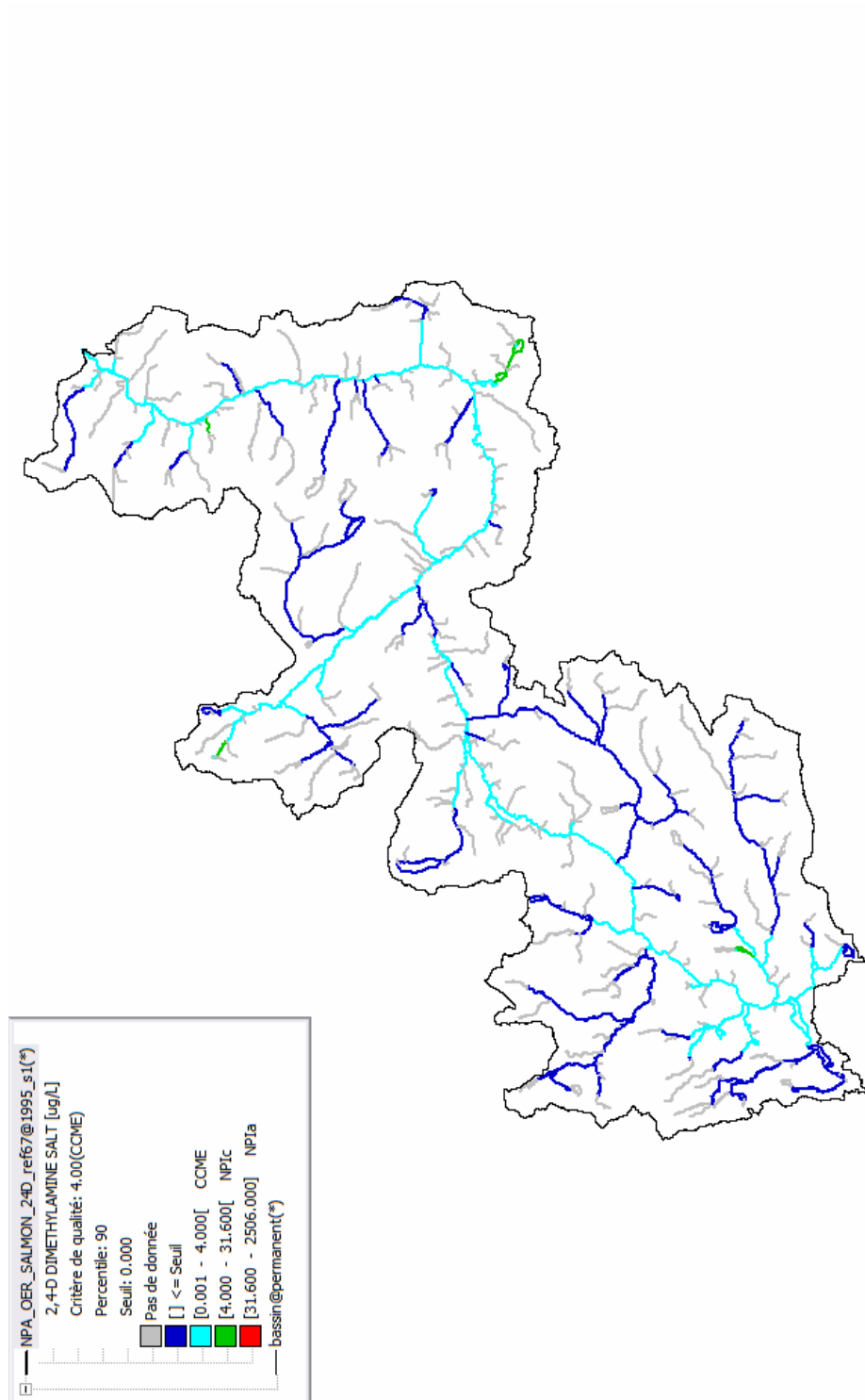


Figure 4.49 : Carte des NPA calculées pour le 2,4-D avec l'état de référence sur le bassin de la rivière Salmon River

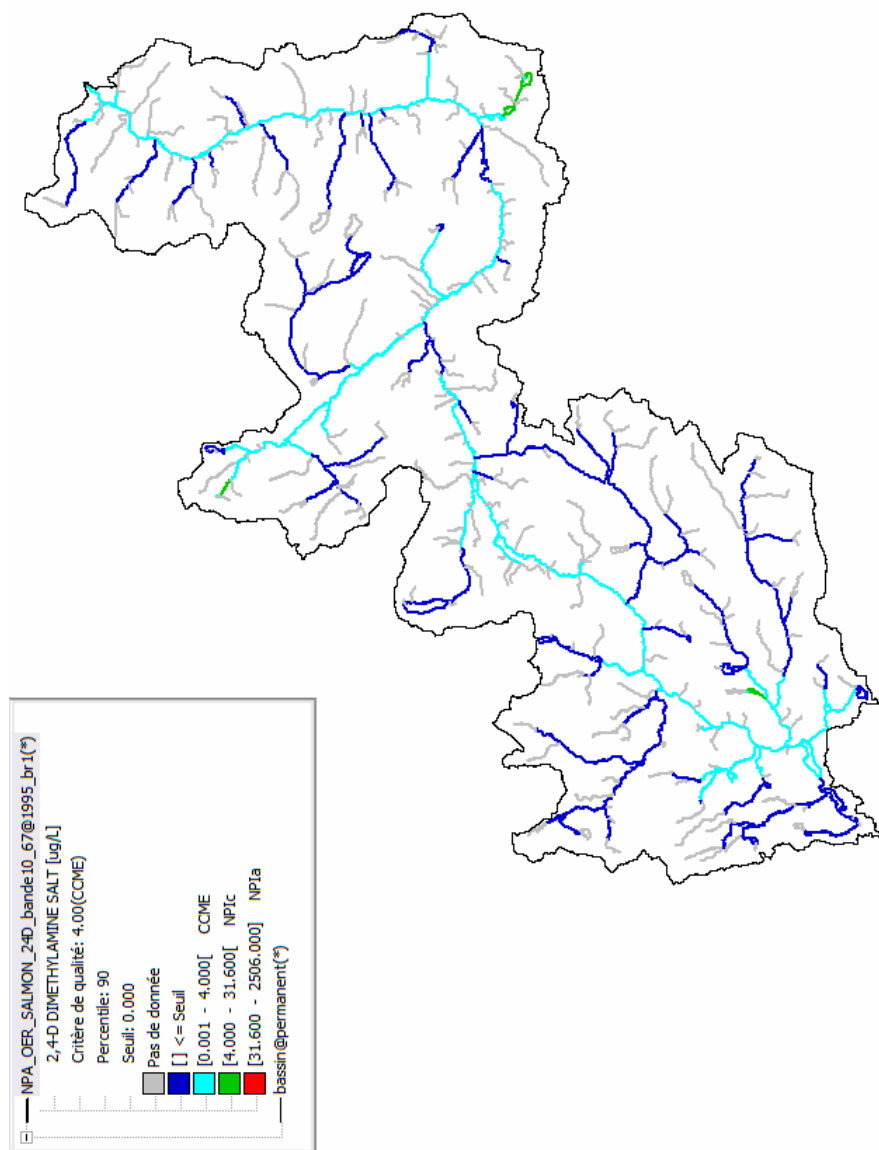


Figure 4.50 : Carte des NPA calculées pour le *2,4-D* avec une bande riveraine de 10m sur le bassin de la rivière Salmon River

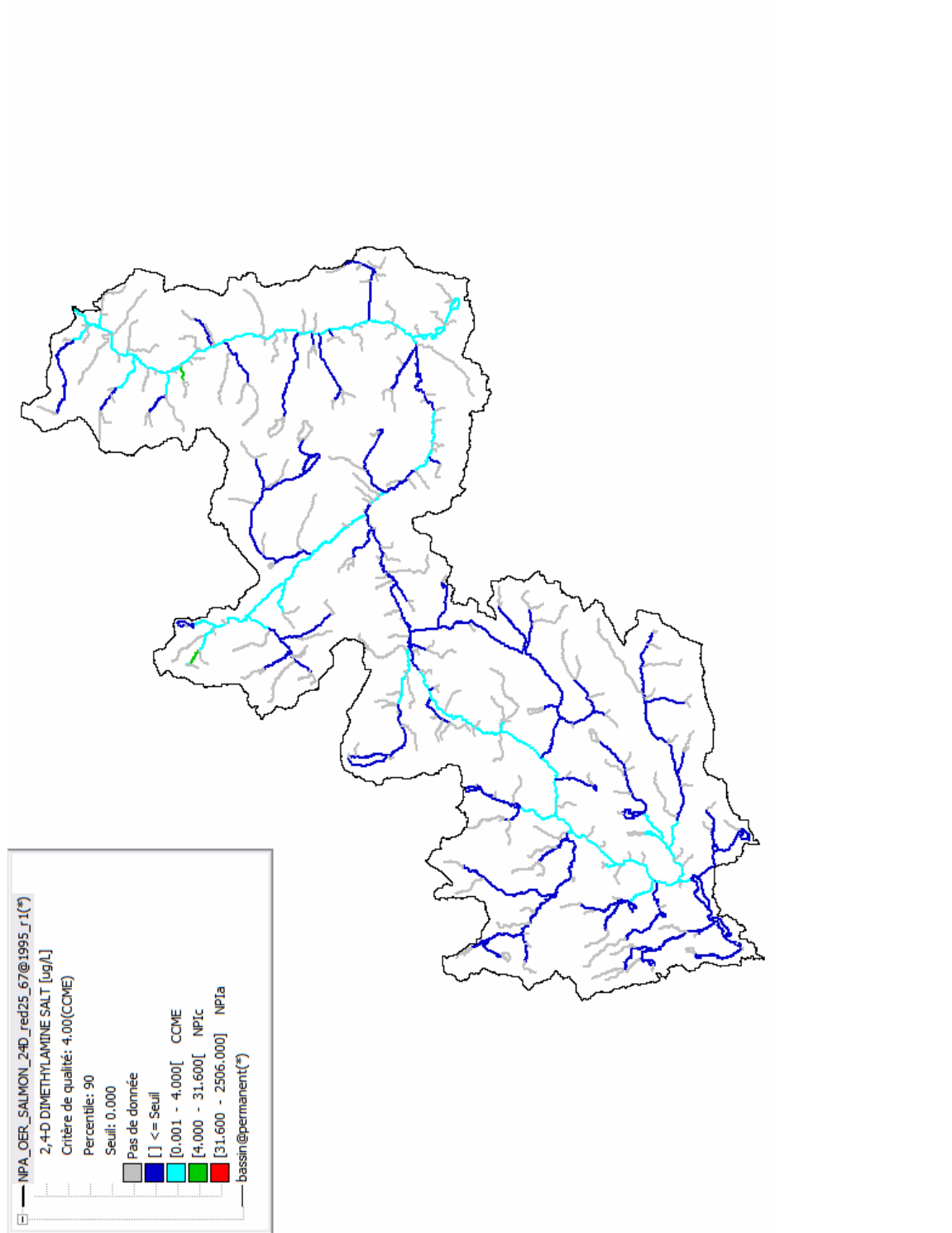


Figure 4.51: Carte des NPA calculées pour le 2,4-D avec une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River

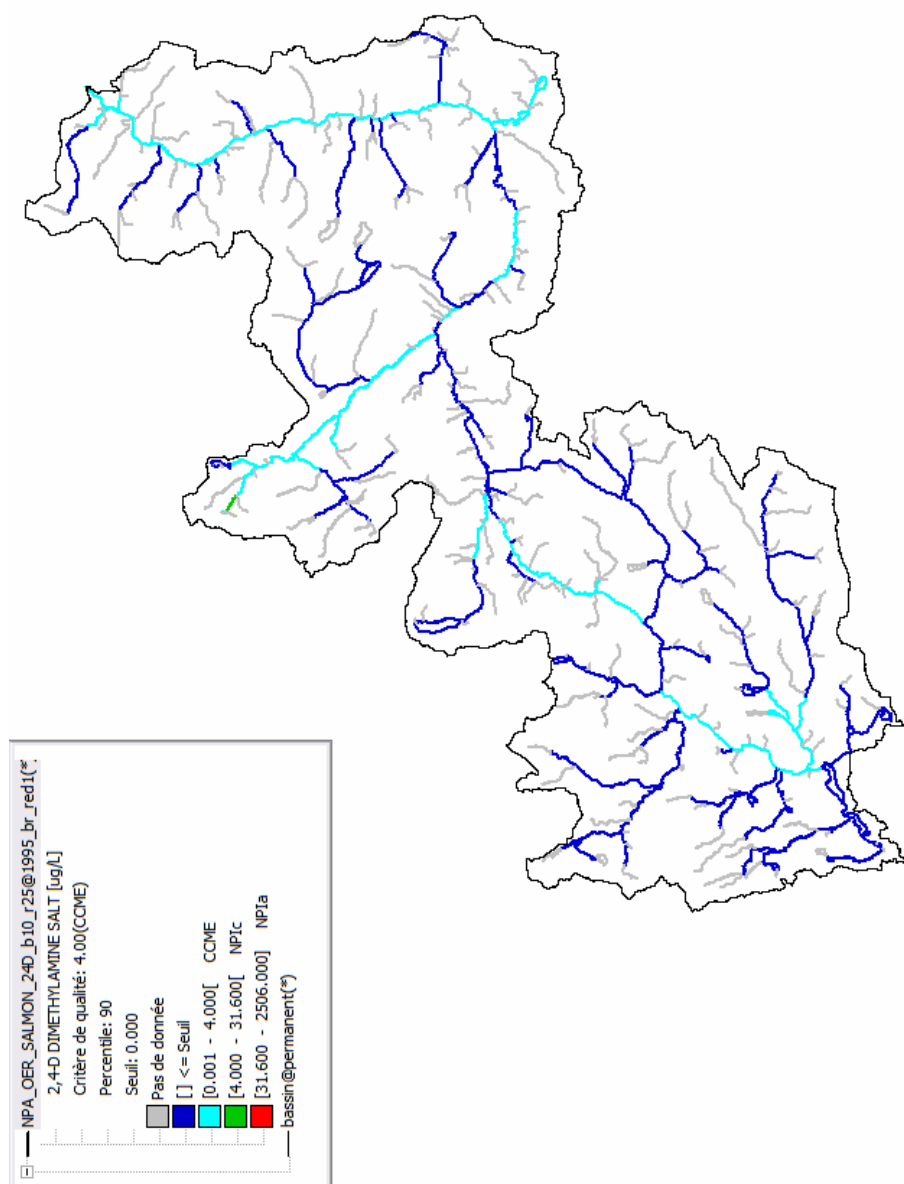


Figure 4.52 : Carte des NPA calculées pour le 2,4-D avec une bande riveraine de 10m et une réduction des taux d'application de 25% sur le bassin de la rivière Salmon River

5 NOUVELLE CLASSIFICATION DES PESTICIDES

Tel que prévu au début du projet, la collecte et la classification des données *pesticides* comprennent spécifiquement, comme **objectif et résultat à atteindre**, « **la classification des pesticides pour l'élaboration des NPA** ». Tout au long du présent projet et en conformité avec les objectifs d'EC, une attention particulière a été portée sur la définition de six groupes de pesticides selon les propriétés bio-physico-chimiques qui conditionnent leur transport et leur destin dans les eaux de surface. À cet égard, une seconde et nouvelle classification de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996) en six groupes de pesticides est proposée dans le présent Chapitre 4.

Une classification des pesticides en neuf et en six groupes (selon les besoins), basée sur leurs propriétés bio-physico-chimiques, avait été proposée dans le Rapport R-786F (Rousseau *et al.*, 2006). Cette classification constituait une première approche de regroupement des pesticides basée sur des connaissances et une expertise des valeurs des paramètres généralement retrouvées dans la littérature pour les pesticides les plus couramment étudiés et/ou les plus couramment utilisés en grandes cultures. Cette classification antérieure reposait ainsi sur des ordres de grandeurs, pour les valeurs des propriétés, typiquement rencontrées pour des pesticides à risque (ou non) de contamination des eaux de surface. À titre d'exemple, un temps de demi-vie de 30 jours (valable pour l'atrazine et d'autres s-triazines utilisées en grandes cultures) avait été choisi comme l'une des bornes de classification permettant de différencier des pesticides à persistance modérée, tel qu'on le rencontre également pour plusieurs autres composés phytosanitaires présentant une fenêtre d'action typique contre certaines plantes adventices dans la culture intensive du maïs.

En ce sens, ce type de classification proposé en mars 2006 (Rapport R-786F) est très utile pour regrouper des pesticides présentant des utilisations et des valeurs de propriétés bio-physico-chimiques semblables ou du même ordre de grandeur. Cependant, la frontière que pouvait constituer un couple de valeurs de paramètres bio-physico-chimiques, et qui permettait alors de différencier deux groupes de pesticides, demeurait qualitative et laissée au jugement de l'expert.

Nous avons donc pris l'initiative de compléter cette première classification par une autre approche davantage quantitative, en réalisant une seconde et nouvelle classification des pesticides à l'aide d'une méthode de réseau de neurones (cartes auto-organisatrices de Kohonen). Cela a permis d'obtenir six (6) « nouveaux » groupes de pesticides, cette fois-ci

basées sur des critères statistiques à la fois logiques et rigoureux. Ce chapitre présente la procédure utilisée ainsi que les résultats obtenus.

5.1 MÉTHODE DE CLASSIFICATION : LES CARTES AUTO-ORGANISATRICES DE KOHONEN

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen (« Kohonen Self-Organising Maps », SOMs) sont des réseaux de neurones non-supervisés qui permettent d'ordonner et de classifier des échantillons en fonction de leur similarité. La méthode offre une alternative à la classification hiérarchique unidimensionnelle et aux méthodes d'ordination en réduisant les relations multidimensionnelles à deux dimensions (axes), ce qui facilite la classification et l'interprétation. Comme dans les méthodes d'ordination, les deux dimensions permettent de préserver la topologie (distance relative) et de visualiser la proximité entre les échantillons. En somme, elles ont en commun, avec les méthodes conventionnelles d'ordination, de représenter en deux dimensions des relations multidimensionnelles (Giraudel et Lek 2001, Foody 1999).

La carte auto-organisatrice de Kohonen présente divers avantages par rapport aux méthodes d'ordination linéaires et de classification habituellement utilisées pour extraire des groupes d'échantillons recueillis, dont l'Analyse en Composantes Principales (ACP), l'Analyse des Correspondances (AC) et la classification hiérarchique (cluster). Leurs limitations sont bien connues. Par exemple, pour chacune d'elle, une forte distorsion est observée lorsqu'il y a des relations non-linéaires entre les variables, ce qui produit un effet « fer à cheval » dans les ACP et un effet « d'arche » dans l'AC, *etc.* (Giraudel et Lek 2001). Afin de remédier aux problèmes causés par les relations non-linéaires, des méthodes basées sur des calculs de distance ont été créées, telles le Cadrage multidimensionnel non-métrique (NMDS), l'Ordination Polaire (OP) et les cartes auto-organisatrices de Kohonen (SOMs). Les méthodes basées sur des mesures de distances présentent d'autres avantages : (1) les données aberrantes n'affectent pas la position ou l'ordre des échantillons; et (2) l'addition d'un échantillon n'affecte pas l'ordination (OP et SOMs). La méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen est décrite à l'annexe L.

Dans cette étude, les cartes auto-organisatrices de Kohonen sont réalisées à partir du logiciel MATLAB avec un programme réalisé par Giraudel et Lek (2001) du Laboratoire Dynamique de la Biodiversité (Université Paul Sabatier, Toulouse, France). La fonction est également disponible au www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox. Des informations supplémentaires sur la théorie des SOMs et ses applications en écologie peuvent être obtenus dans Kohonen (2001) et Park *et al.* (2003c).

5.2 APPLICATION À LA CLASSIFICATION DES PESTICIDES

5.2.1 Classification des pesticides

L'algorithme de la carte de Kohonen a permis, en premier lieu, de regrouper les 340 pesticides (Hornsby *et al.*, 1996) dans les 90 cellules de la carte auto-organisatrice de Kohonen prédéterminées à l'aide de la formule de Park (Figure 5.1).

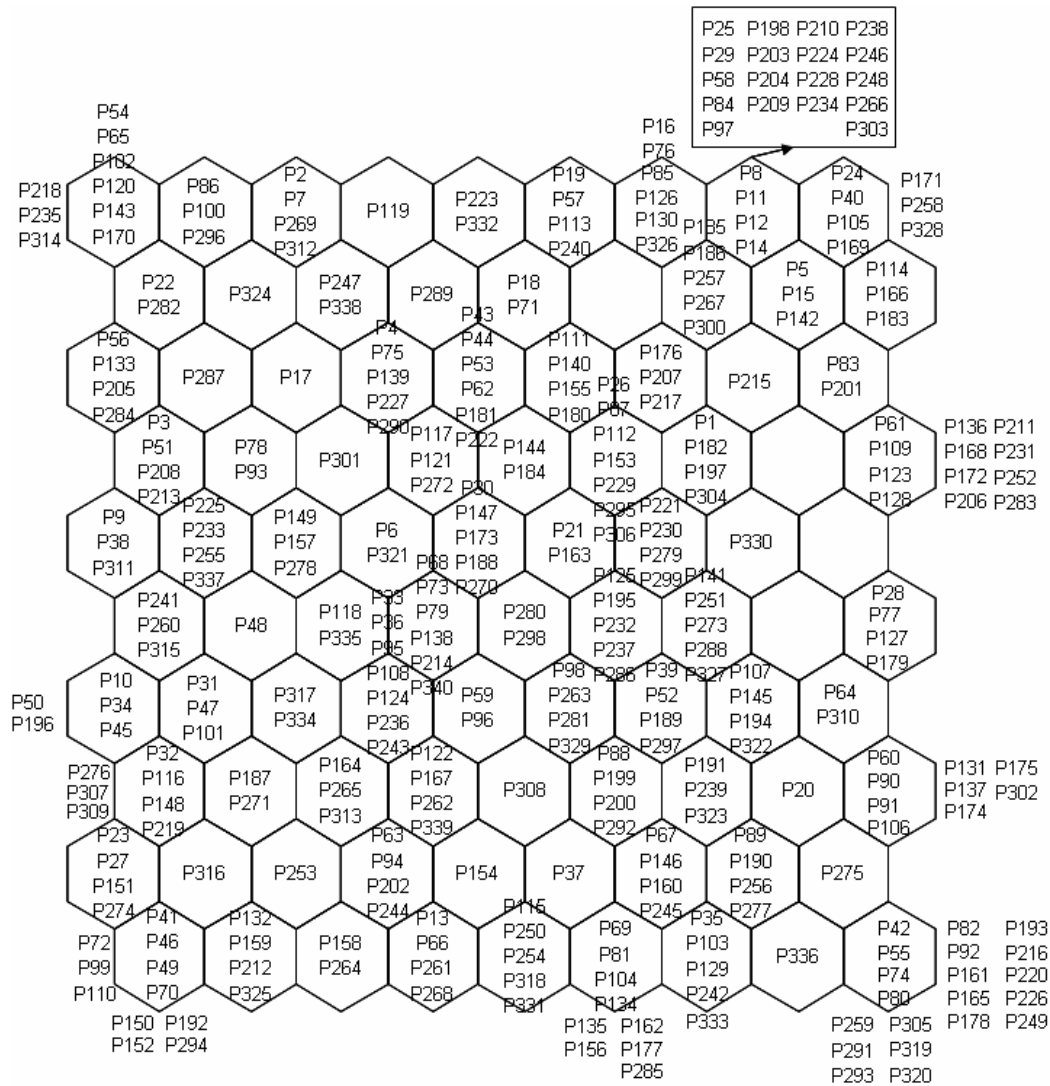


Figure 5.1 : Carte auto-organisatrice de Kohonen.

Les cartes de distribution (« distribution maps » ou « component planes »), issues de la carte de Kohonen, sont représentées à la figure 5.2. Elles permettent de visualiser la répartition des pesticides en fonction de leurs caractéristiques bio-physico-chimiques.

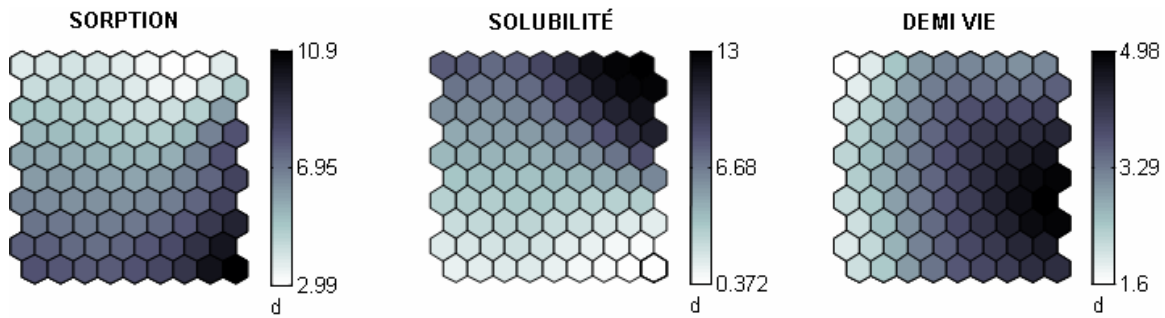


Figure 5.2 : Cartes de distribution issues de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les cellules foncées représentent des valeurs élevées, alors que les cellules pâles représentent des valeurs faibles. L'échelle d indique les valeurs transformées de sorption [ml/g], solubilité [mg/l] et demi-vie [jour] par le logarithme.

5.2.2 Détermination des groupes de pesticides

La U -matrix et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en groupes de pesticides. L'arbre de classification est représenté à la figure 5.3. Le nombre de groupes est alors déterminé en fonction de la distance euclidienne choisie. Ainsi, une distance de 0,2 aboutit à la distinction de 12 groupes, une distance de 0,4 aboutit à six groupes, et une distance de 0,6 permet de distinguer quatre groupes de pesticides.

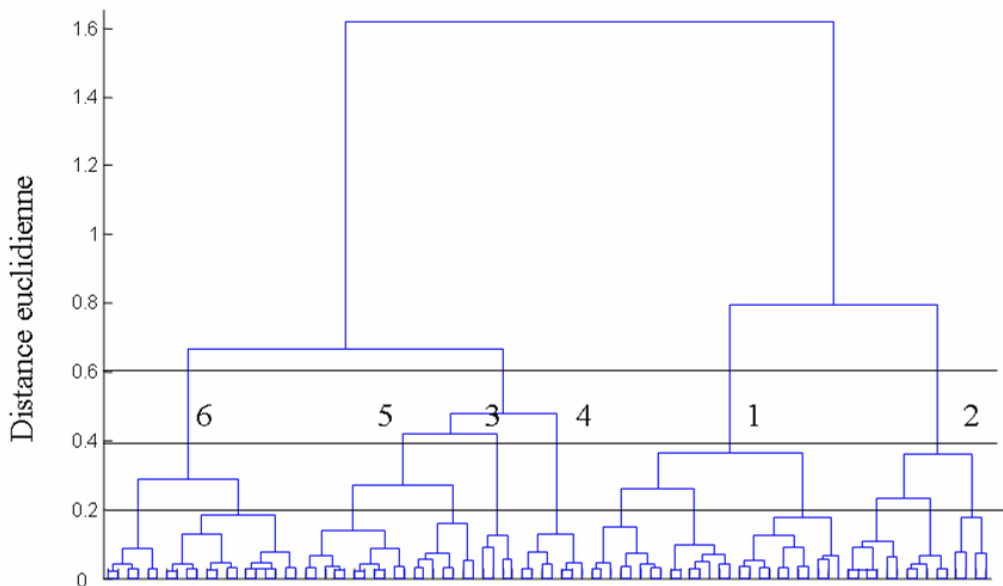


Figure 5.3 : Arbre de classification des pesticides obtenu avec la méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen. Les groupes N° 1 à 6 sont obtenus avec une distance de 0.4

Le nombre de groupes provenant de cette classification est laissé au choix de l'utilisateur : il doit donc être déterminé selon les objectifs de l'application et l'appréciation de l'analyste. Dans le cadre de ce travail, nous avons choisi de distinguer **six (6) groupes** de pesticides (coupure à la distance euclidienne de 0,4) car cela constituait un bon compromis entre un nombre de groupes restreint et une bonne représentativité des différences de propriétés entre les pesticides. Les six groupes ainsi obtenus sont représentés à la figure 5.4.

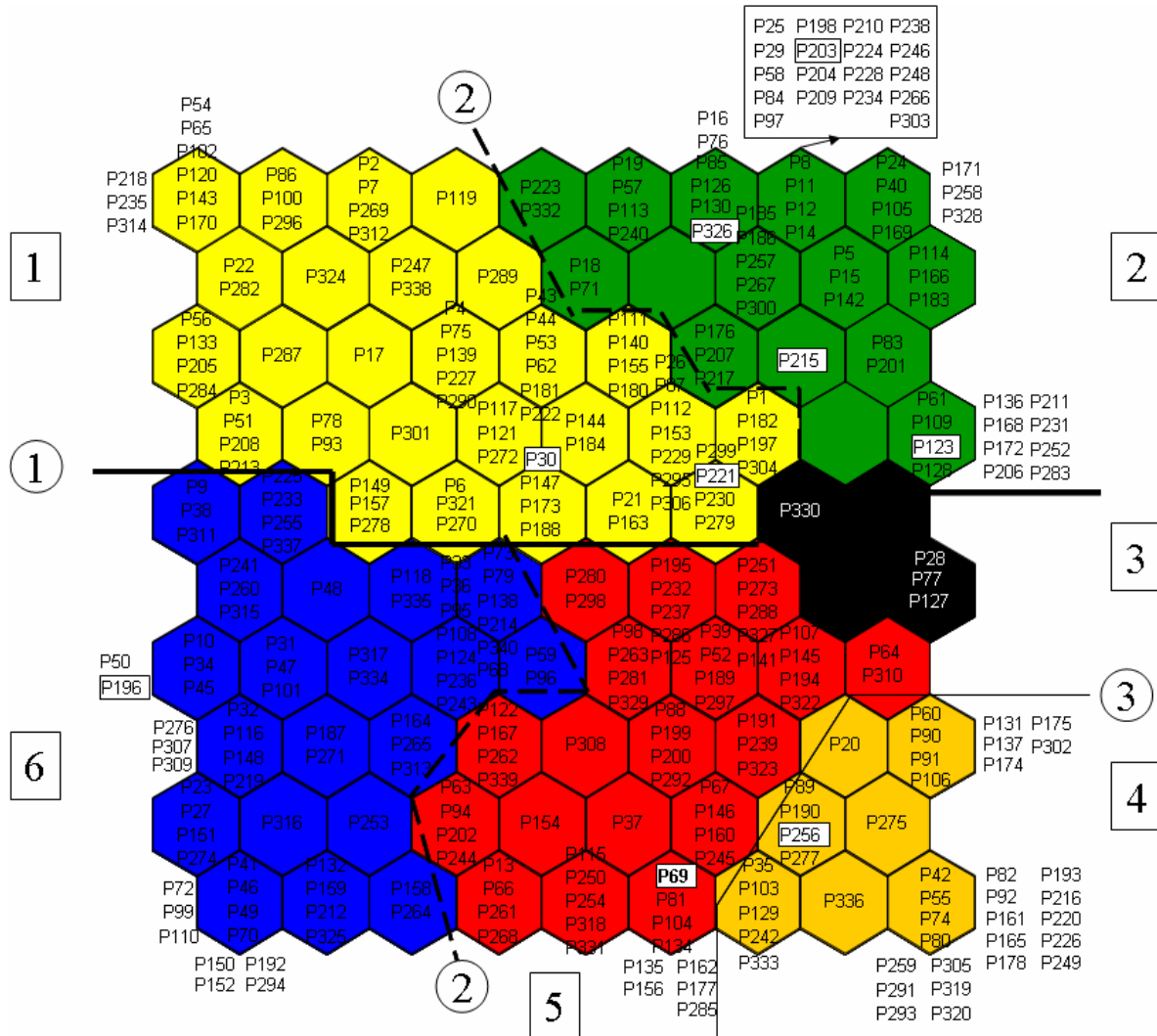


Figure 5.4 : Résultat pour les six groupes de pesticides formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen (résultats bruts de l'analyse). Les chiffres encadrés identifient les groupes de pesticides, tandis que les chiffres encerclés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la *U-matrix*. Les nombres dans les cellules (e.g. P39) représentent les numéros d'identification des pesticides (voir Erreur ! Source du renvoi introuvable.)

On constate sur cette figure que le groupe 3 est plus restreint que les autres groupes ne comprenant que quatre pesticides qui se distinguent par des valeurs élevées pour chacun des

trois paramètres bio-physico-chimiques. L'expertise de l'analyste est également nécessaire à ce stade pour valider ou corriger cette classification. Sur la base des représentations graphiques, nous avons décidé d'inclure deux cellules du groupe 2 (en vert) dans le groupe 3 (en noir). En effet, les pesticides appartenant à ces deux cellules étaient relativement éloignés (différents) des autres pesticides du groupe 2 et ont des propriétés semblables aux pesticides du groupe 3. On obtient, de cette façon, la classification finale représentée sur la figure 5.5.

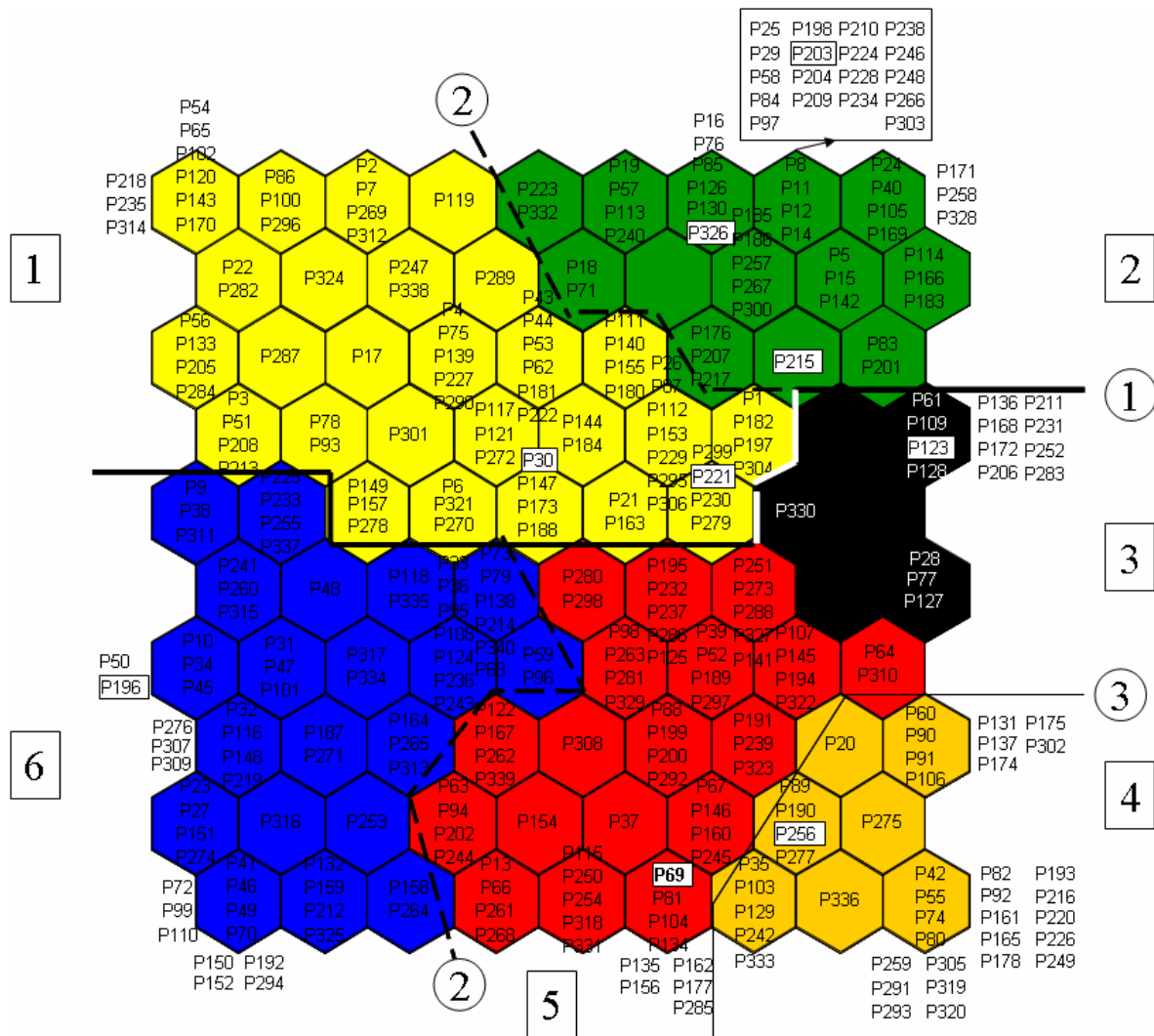


Figure 5.5 : Résultat pour les six groupes de pesticides formés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen et après correction par l'analyste. Les chiffres encadrés identifient les groupes de pesticides, tandis que les chiffres encadrés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la *U-matrix*. Les nombres dans les cellules (e.g. P39) représentent les numéros d'identification des pesticides (voir ANNEXE M)

L'ANNEXE M énumère les pesticides qui forment chaque groupe de pesticides ainsi que les valeurs de leurs caractéristiques bio-physico-chimiques. Les statistiques descriptives des caractéristiques bio-physico-chimiques de chacun des six groupes de pesticides sont également représentées sous forme de box-plot (Figure 5.6) et de tableaux (Tableaux 5.1 et 5.2).

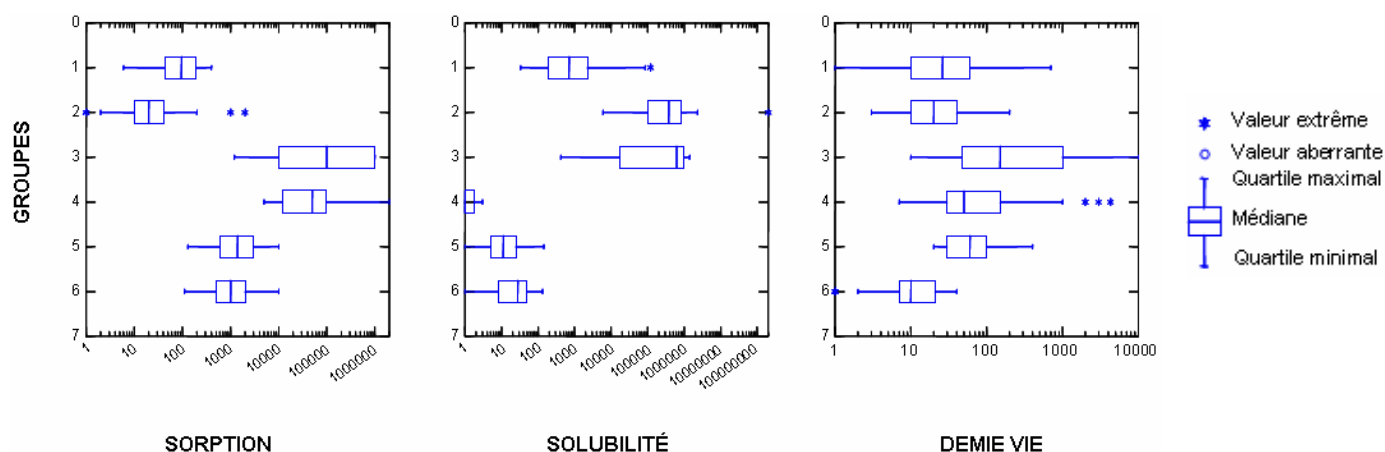


Figure 5.6 : Box-plot représentant les statistiques descriptives des caractéristiques bio-physico-chimiques de chacun des six groupes de pesticides. Les valeurs de sorption [ml/g], solubilité [mg/l] et demi-vie [jour] sont réparties de manière logarithmique sur l'axe des abscisses

Tableau 5.1 : Statistiques descriptives des caractéristiques bio-physico-chimiques (sorption [ml/g]; solubilité [mg/l]; demi-vie [jour]) de chacun des six groupes de pesticides

		Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
Sorption	Groupe 1	6	400	95	120,57	95,40
	Groupe 2	0	2000	20	83,083333	283,395631
	Groupe 3	1200	1000000	100000	329864,71	447491,577
	Groupe 4	5000	2000000	50000	176570,73	378274,06
	Groupe 5	130	10000	1390	2098,39	1960,90
	Groupe 6	110	10000	1000	2237,66	3014,10
Solubilité	Groupe 1	33	120000	700	4078,86	16002,24
	Groupe 2	6000	200000000	380000	3828526,7	25760024,4
	Groupe 3	420	1400000	620000	586183,53	473942,176
	Groupe 4	0	3	0	0,15	0,53
	Groupe 5	0	142	6,5	16,95	26,36
	Groupe 6	0	130	23	31,68	34,81
Demi vie	Groupe 1	0	700	25	53,48	101,92
	Groupe 2	3	200	20	34,9	41,1408082
	Groupe 3	10	10000	150	1052,8235	2427,33798
	Groupe 4	7	4300	50	387,73	862,88
	Groupe 5	20	403	60	85,38	86,61
	Groupe 6	1	40	10	13,99	10,29

Tableau 5.2 : Classification générale des pesticides en six groupes selon leurs caractéristiques bio-physico-chimiques

	Sorption	Solubilité	Demi-vie
Groupe 1	faible	moyenne	faible/moyenne
Groupe 2	très faible	très élevée	moyenne
Groupe 3	élevée/très élevée	élevée	très élevée
Groupe 4	très élevée	très faible	élevée
Groupe 5	moyenne	faible	moyenne/élevée
Groupe 6	moyenne	faible	faible

La figure 5.7 représente, à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales (ACP), ces mêmes groupes des pesticides en relation avec les caractéristiques bio-physico-chimiques à l'origine de leur formation. L'ACP permet de valider les groupes formés par la carte de Kohonen. Elle représente la position des pesticides en fonction de gradients environnementaux formés à partir des caractéristiques à l'étude. De cette façon, les groupes plus ou moins homogènes, les pesticides ayant des valeurs extrêmes et davantage caractérisés par une ou plusieurs caractéristiques peuvent être distingués.

Les sept composés nominatifs comptant parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC (et qui sont présents dans la banque de Hornsby *et al.* 1996), plus le *Métolachlor* et le *MCPB*, sont représentés dans une deuxième ACP à la figure 5.7. Cette méthode d'ordination est également décrite dans l'annexe L. Les figures de droite ne sont pas commentées ici car elle n'apportent pas, globalement, beaucoup d'éléments supplémentaires et utiles dans le cas présent. De fait, les deux figures de gauche qui sont commentées ci-après expliquent presque totalement (à 89,5 %) la variabilité des propriétés des pesticides.

L'ACP démontre que les groupes de pesticides varient principalement en fonction de la solubilité et de la sorption (axe 1 : horizontal, expliquant 59 % de la variabilité), ces deux propriétés étant reliées l'une à l'autre (relation inverse). Ainsi, les pesticides des groupes à la gauche du graphique sont solubles et peu adsorbés, alors que les pesticides à la droite ont un comportement inverse. Comme nous pouvons le voir sur les figures de gauche, les pesticides varient ensuite en fonction de leur demi-vie (axe 2 : vertical, expliquant 30,5 % de la variabilité). Les pesticides situés en haut du graphique sont donc persistants, contrairement à ceux situés en bas du graphique. Donc, bien qu'il y ait trois variables, les pesticides varient principalement en fonction de deux grands comportements : solubilité-sorption et demi-vie. Chaque groupe est homogène au niveau de la solubilité-sorption (faible variabilité sur l'axe 1) mais présente des persistances plus variables (variabilité sur l'axe 2). La solubilité-sorption conditionne principalement le regroupement des pesticides des Groupes 1, 2 et 4 et l'on voit

graphiquement (écart avec l'axe 2) que la demi-vie a peu d'influence sur le regroupement (surtout les Groupes 1 et 4). La formation des Groupes 3, 5 et 6 est également influencée par la demi-vie. Les pesticides du Groupe 3 sont très persistants (demi-vie moyenne de 1 053 jours), ceux du Groupe 5 moyennement persistants (demi-vie moyenne de 85 jours), alors que ceux du Groupe 6 le sont peu (demi-vie moyenne de 15 jours; voir tableaux 5.1 et 5.2).

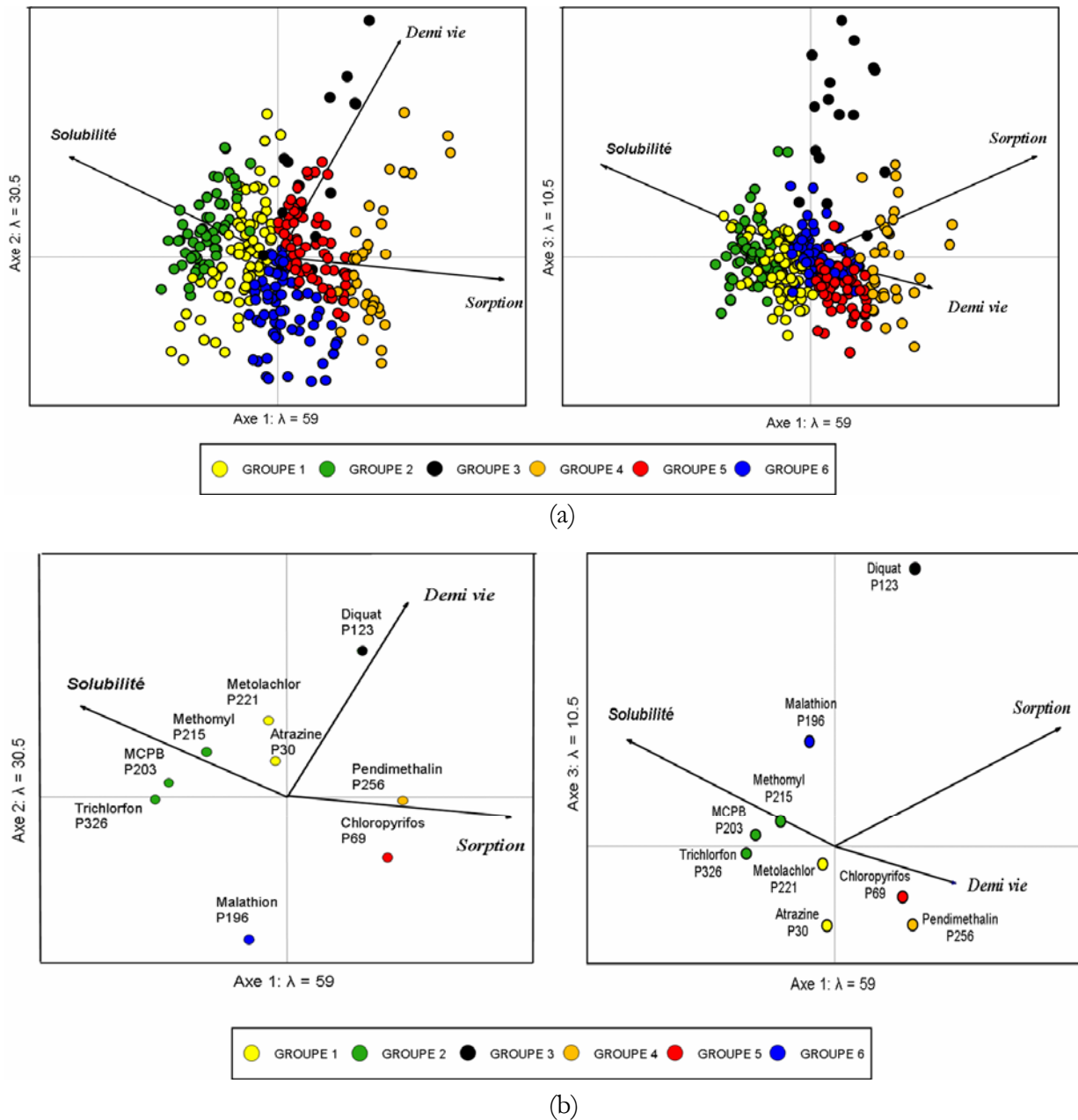


Figure 5.7 : Analyse en Composantes Principales (ACP) illustrant la position des pesticides et des groupes de pesticides en fonction des caractéristiques bio-physico-chimiques. Représentation des 340 pesticides (a) et des composés nominatifs comptant parmi les 10 pesticides « Top ten » d'EC, plus le *Métolachlor* et le *MCPB* (b). Les caractéristiques bio-physico-chimiques ont subi une transformation logarithmique afin de réduire l'effet des valeurs extrêmes. Les valeurs propres des trois premiers axes sont les suivantes : $\lambda_1 = 59$; $\lambda_2 = 30.5$ et $\lambda_3 = 10.5$

5.3 DISCUSSION SUR LES GROUPES OBTENUS DE PESTICIDES

5.3.1 Groupes obtenus (6) et classes chimiques des pesticides ainsi regroupés

5.3.1.1 Identification de la classe chimique

Les six groupes de pesticides obtenus à partir de la méthode des cartes de Kohonen prennent en compte la totalité des 340 pesticides de la banque de Hornsby *et al.* (1996). Dans un premier temps, il est intéressant d'investiguer à quelles **classes chimiques**¹ de pesticides appartiennent les composés ainsi catégorisés en six groupes. En effet, chacun de ces six groupes résulte d'une classification rationnelle des composés basée sur leurs propriétés bio-physico-chimiques.

Notons qu'il est possible de distinguer, parmi les pesticides agricoles, **45 classes chimiques** de composés (MENVIQ, 2002). Par ailleurs, nous identifierons, ci-après, les classes chimiques des pesticides de la liste de Hornsby *et al.* (1996) à partir de la base de données PAN (« Pesticide Action Network North America »). La base PAN « Pesticide database – Chemicals » est l'une des bases de données publiques identifiant la classe chimique (« chemical class ») de chaque pesticide, à l'adresse : <http://www.pesticideinfo.org/Index.html>

Nous pourrions ainsi anticiper qu'un groupe de pesticides serait susceptible de regrouper des composés appartenant à la même classe chimique ou à des classes chimiques peu dissemblables (en termes ou bien de propriétés, ou bien de structure chimique, ou bien d'organisme-cible, ou bien d'une combinaison de ces caractéristiques). Également, la méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen pourrait aider à visualiser, parmi les six groupes obtenus, lesquels pourraient contenir plusieurs classes chimiques différentes d'insecticides, herbicides, fongicides ou autres biocides.

5.3.1.2 Groupes obtenus par les cartes de Kohonen et classes chimiques

La liste des composés présents dans chacun des six groupes de la carte auto-organisatrice de Kohonen ajustés par l'analyste est indiquée en annexe L. Rappelons que les statistiques descriptives pour ces six groupes sont indiquées à la figure 5.6 et au tableau 5.1. Nous présentons, ci-après, l'identification des classes chimiques (non exhaustive) pour les pesticides

¹ Le lecteur est prié de bien noter l'utilisation du mot « **classe** » **chimique** dans ce rapport, qui désigne bel et bien un « groupe » chimique de composés possédant une structure chimique semblable. Les 45 « **classes** » chimiques comprennent, par exemple, des composés organochlorés et pyréthrinoïdes (insecticides), des composés triazines (herbicides) et des composés carbamates (*e.g.* fongicides). Le terme « **groupe** » (parfois utilisé pour désigner une « **classe** » **chimique**, MENVIQ, 2002), sera réservé dans ce rapport uniquement pour désigner les « groupes » de pesticides regroupés selon la méthode de classification utilisée ici (cartes de Kohonen, méthode par expertise).

(total : 340) compris à l'intérieur de chacun des six groupes obtenus par la carte auto-organisatrice de Kohonen. Ceci permettra d'avoir un aperçu de la nature et du nombre de classes chimiques pouvant se retrouver dans chacun des six groupes obtenus. De plus, nous positionnons, ci-après, les sept pesticides comptant parmi les « Top 10 pesticides » d'EC (Figure 2.7b) dans chacun de ces six groupes.

Groupe 1 : 83 composés. Sorption faible (solubilité moyenne); demi-vie faible/moyenne.

Pour les « Top 10 pesticides » d'EC, ce groupe comprend l'*Atrazine* qui se distingue principalement des autres composés par une faible solubilité (Figure 5.7b). Le *Métolachlor*, composé d'intérêt environnemental mais ne faisant pas partie des « Top 10 pesticides » d'EC, est également inclus dans ce groupe.

Ce groupe est caractéristique de pesticides présentant des sorption et persistance faibles à modérées. On y retrouve des :

- herbicides (n = 41) :
 - o *urée + uracil* (8);
 - o *triazine* (7);
 - o *sulfonylurée* (5);
 - o *imidazolinone* (4);
 - o autres classes (17);
- insecticides (n = 18) :
 - o *organophosphoré* (9);
 - o *carbamate* (7);
 - o autres (2);
- fumigants (insecticides, nématicides...) (n = 8);
- fongicides (n = 9);
- régulateurs de croissance, surtout des herbicides (n = 7).

Ce groupe comprend un certain nombre de classes chimiques et quelques organismes-cibles. Les herbicides dominent dans ce groupe. En regard du nombre élevé de composés dans cette classe (total : 83), on constate que le nombre de classes chimiques est plutôt limité. La plupart de ces classes sont bien représentées en termes de nombre de composés par classe. La carte auto-organisatrice de Kohonen met ainsi en évidence, ici, un regroupement d'un ensemble limité mais « homogène » de classes chimiques bien identifiables.

Groupe 2: 60 composés. Sorption très faible (solubilité très élevée); demi-vie moyenne.

Pour les « *Top 10 pesticides* » d'EC, ce groupe comprend le *Methomyl* et le *Trichlorfon* qui se distinguent des autres composés par une solubilité relativement faible (Figure 5.7b). Le MCPB, composé d'intérêt environnemental mais ne faisant pas partie des « *Top 10 pesticides* » d'EC, est également inclus dans ce groupe.

Ce groupe est caractéristique de pesticides peu adsorbables et de persistance modérée à élevée. On y retrouve des :

- herbicides (n = 36) :
 - o chlorophénoxy (7);
 - o sulfonylurée (3);
 - o plusieurs autres classes (26);
- insecticides (n = 15) :
 - o organophosphoré (9);
 - o carbamate (4);
 - o autres (2);
- divers :
 - o biocides pour plusieurs organismes-cibles (n = 4);
 - o régulateurs de croissance, fongicides et algicides et autres (n = 5).

Ce groupe, dominé par les herbicides, présente un nombre très limité de classes chimiques qui comprennent plusieurs composés par classe (*e.g.* chlorophénoxy, organophosphorés). Ces classes se démarquent ainsi assez bien. Par ailleurs, un grand nombre de composés se retrouve dans plusieurs autres classes différentes, ceci avec un faible nombre de composés par classe. Les cartes auto-organisatrices de Kohonen permettent ici : (i) de bien visualiser des classes chimiques représentatives (*e.g.* chlorophénoxy); et (ii) une très importante « dispersion » de nombreux composés (au total) à l'intérieur de plusieurs autres classes chimiques. Dans ce dernier cas, plusieurs composés présentent des combinaisons semblables de propriétés bien qu'ils ne fassent pas partie des mêmes classes chimiques et ne soient pas destinés aux mêmes organismes-cibles.

Groupe 3: 17 composés. Sorption élevée/très élevée (solubilité élevée/très élevée); demi-vie très élevée.

Pour les « *Top 10 pesticides* » d'EC, ce groupe comprend le *Diquat* (*sel de dibromure*) qui se distingue principalement des autres composés par une demi-vie très élevée (Figure 5.7b).

Ce groupe est caractéristique de pesticides présentant une forte sorption et persistance. On y retrouve des :

- herbicides *bipyridillium*, *organoarsenic-métal lourd* et autre (n = 7);
- autres (n = 10) : insecticides et biocide (4), fongicides (4) et régulateurs de croissance (2) de diverses classes chimiques.

Ce groupe comprend une bonne diversité de classes chimiques et un minimum de quatre organismes-cibles. Ainsi, des composés utilisés pour une grande variété de modes d'action présentent un ensemble de propriétés communes. Également, les propriétés de ce petit nombre de composés se différencient nettement de celles des autres groupes de pesticides. La carte auto-organisatrice de Kohonen met ainsi en évidence, particulièrement pour ce groupe, la « similitude » d'un ensemble de propriétés pour un faible nombre de composés (total : 17) à utilisations diverses.

Groupe 4 : 41 composés. Sorption très élevée (solubilité très faible); demi-vie élevée.

Pour les « *Top 10 pesticides* » d'EC, ce groupe comprend le ***Pendimethalin*** qui se distingue principalement des autres composés par une sorption plus faible.

Ce groupe est caractéristique des pesticides très hydrophobes, fortement adsorbés et retenus sur la matière organique du sol, et persistants. On y retrouve des :

- insecticides *organochlorés* (n = 13);
- insecticides *pyréthrinoïdes* (n = 9);
- herbicides *dinitroaniline* (n = 6);
- insecticides *organophosphorés* (n = 4);
- autres (n = 9) : insecticides (3), herbicides (5) et fongicide (1) de diverses classes chimiques.

Ce groupe montre une certaine diversité au niveau des classes chimiques et des organismes-cibles. Elle est cependant plutôt homogène en regard des propriétés et comprend notamment des composés bannis ou peu utilisés. Ce groupe comprend ainsi le « noyau » des pesticides considérés comme très peu mobiles et récalcitrants, souvent très toxiques et bioaccumulables.

Groupe 5 : 66 composés. Sorption moyenne (solubilité faible); demi-vie moyenne/élevée.

Pour les « *Top 10 pesticides* » d'EC, ce groupe comprend le ***Chlorpyrifos*** qui se distingue des autres composés par sa sorption importante et sa persistance modérée (Figure 5.7b).

Ce groupe est caractéristique de pesticides présentant des sorption et persistance modérées. On y retrouve des :

- herbicides (n = 30) incluant les régulateurs de croissance (3). Plusieurs classes chimiques sont présentes, dont : *dinitroaniline*, *urée*, *triazine*, *amide*, *chlorophénoxy*;
- fongicides (n = 18) de diverses classes chimiques (dithiocarbamate, azole, *etc.*);
- insecticides (n = 18) : organophosphoré (7); organochloré (3); autres (8).

Ce groupe est dominé par les herbicides et comprend un grand nombre de fongicides (autant que celui des insecticides). Il présente plusieurs classes chimiques (surtout pour les herbicides et fongicides) comprenant chacune un nombre limité de composés par classe. La carte auto-organisatrice de Kohonen met en relief une grande diversité d'organismes-cibles et de classes chimiques. Ceci signifie que de nombreux composés utilisés à diverses fins présentent une combinaison semblable de propriétés. Pour ce groupe, la classe chimique ne paraît pas constituer un outil fiable de classification pour appréhender le comportement environnemental des composés.

Groupe 6 : 73 composés. Sorption moyenne (solubilité faible); demi-vie faible.

Pour les « *Top 10 pesticides* » d'EC, ce groupe comprend le **Malathion** qui se distingue des autres composés par sa solubilité importante et sa très faible persistance (Figure 5.7b).

Ce groupe est caractéristique de pesticides modérément à peu adsorbables et peu persistants. On y retrouve des :

- herbicides (n = 31) :
 - o incluant les régulateurs de croissance (3). Une dizaine de classes chimiques est représentée, chacune par un très petit nombre de composés;
- insecticides (n = 26) :
 - o *organophosphoré* (15);
 - o *carbamate* (6);
 - o autres (5);
- fongicides (n = 14) de quelques classes chimiques (*dithiocarbamate*, *dinitrophénol*, *etc.*);
- biocides divers (n = 2).

Ce groupe comprend un nombre « important » d'herbicides, insecticides et fongicides. Il présente un nombre important de classes chimiques (surtout pour les herbicides) comprenant chacune un (très) petit nombre de composés. La carte auto-organisatrice de Kohonen indique

ainsi que le comportement environnemental appréhendé pour les composés de ce groupe touchera de nombreuses classes chimiques (soit différents pesticides utilisés contre les plantes adventices et les ravageurs des diverses cultures).

Groupes obtenus (6) et classes chimiques : la méthode de classification des 340 pesticides par les cartes auto-organisatrices de Kohonen a permis de distinguer six groupes de composés, ceci sur la base de leurs propriétés bio-physico-chimiques (solubilité, sorption, demi-vie). À l'intérieur de chacun de ces six groupes obtenus, nous avons analysé la diversité et l'homogénéité des classes chimiques des différents composés se retrouvant dans un même groupe. Les résultats ont montré que les cartes auto-organisatrices de Kohonen peuvent conduire à regrouper des pesticides provenant principalement de quelques classes chimiques, pesticides qui présentent des propriétés peu dissemblables (ex. : Groupe 4). Dans ce cas, les cartes auto-organisatrices de Kohonen montrent à la fois l'homogénéité des propriétés des composés et la différence notable entre ces composés et les composés des autres classes chimiques (e.g. organochlorés très hydrophobes et très récalcitrants formant un « noyau » relativement homogène).

D'un autre côté, les cartes auto-organisatrices de Kohonen ont également montré que plusieurs groupes obtenus comprennent des composés appartenant à diverses et à de nombreuses classes chimiques différentes. La présence de pesticides appartenant à plusieurs classes chimiques différentes, à l'intérieur de l'un ou de l'autre des groupes obtenus, mettrait ainsi en évidence la grande variabilité des propriétés pour des pesticides appartenant à la même classe chimique. Ceci signifie, comme exemple parmi plusieurs, que certains herbicides de la classe chimique des triazines peuvent être regroupés dans différents groupes (différent comportement environnemental anticipé sur la base de leurs propriétés). Il est déjà connu, par exemple, que les composés appartenant à une même classe chimique présentent souvent une très grande variabilité pour leurs valeurs de demi-vie (dégradation par voie chimique, biologique et dissipation physique au champ). En regroupant ensemble des composés de plusieurs et différentes classes chimiques, les cartes auto-organisatrices de Kohonen seraient ainsi susceptibles de mettre en évidence cette grande variabilité intra-classes des propriétés de ces composés (solubilité, sorption et demi-vie).

L'approche quantitative et d'optimisation des cartes auto-organisatrices de Kohonen, qui ne nécessite pas l'intervention directe et potentiellement biaisée de l'utilisateur, constitue à notre connaissance la première utilisation de cette méthode dans le but de **rationaliser** la classification de trois variables (propriétés), dont deux variables inter-reliées (sorption et solubilité) conditionnant le devenir et le transport des pesticides. Cette utilisation des cartes auto-organisatrices de Kohonen, faite ici à l'initiative de l'INRS-ETE, demeure ainsi et à notre

connaissance, une méthode fiable et inédite de regroupement des pesticides sur la base de leurs propriétés.

L'emploi du regroupement obtenu des pesticides en six groupes, pour des fins ultimes de modélisation hydrologique du transport et de développement ultérieur de NPA est, *a fortiori*, une approche inédite parfaitement bien adaptée à la gestion préventive de la contamination des eaux de surface en regard du nombre très élevé de pesticides agricoles à prendre en compte (ici 340 pesticides).

5.3.2 Comparaison entre les six groupes obtenus (carte auto-organisatrice de Kohonen) et les six groupes proposés par la « méthode de l'expertise » (Rousseau *et al.*, 2006)

Le présent travail a permis d'obtenir six (6) groupes de pesticides à partir de cartes auto-organisatrices de Kohonen, suivie d'une représentation par une Analyse en Composantes Principales. Cette méthode et ces outils autorisent une ordination et une classification rigoureuses et optimales des variables étudiées (sorption, solubilité et demi-vie). La classification obtenue résulte d'une analyse quantitative. Elle ne dépend pas, ainsi, de critères subjectifs. En effet, l'intervention de l'utilisateur de ces méthodes et outils consiste principalement à définir le nombre de groupes souhaités ou souhaitables (dans ce cas-ci : six).

Une autre méthode de classification des 340 pesticides (Hornsby *et al.*, 1996) en six groupes, réalisée à partir de la **sorption** et de la **demi-vie**, avait été proposée dans le Rapport R-786F pour EC (Rousseau *et al.*, 2006). Nous présentons à nouveau, pour rappel et à l'ANNEXE N, cette classification antérieure obtenue par la méthode de « l'expertise ». Il est possible et intéressant de comparer maintenant les deux approches. La classification proposée antérieurement (ANNEXE N) était basée sur une expertise des valeurs des propriétés (et des comportements) généralement retrouvées dans la littérature pour les pesticides les plus couramment étudiés et/ou les plus couramment utilisés. Elle reposait ainsi sur des **ordres de grandeurs**, pour les valeurs de la **sorption** et de la **demi-vie**, typiquement rencontrés pour des pesticides à risque (ou non) de contamination des eaux de surface. Dans cette classification antérieure, la frontière qui permettait de différencier deux groupes de pesticides était laissée au jugement de l'expert. Il est utile de souligner, dans le tableau suivant, les principales différences entre les méthodes de classification en six groupes obtenues d'une part par les cartes auto-organisatrices de Kohonen (présent rapport), et d'autre part la méthode antérieure de « l'expertise » (Rapport R-786F).

Tableau 5.3 : Comparaison des méthodes de classification basées sur les cartes auto-organisatrices de Kohonen avec la méthode de « l'expertise »

Caractéristique de la méthode	Cartes de Kohonen et ACP (Présent rapport)	Méthode de « l'expertise » (Rapport précédent R-786F)
(1) Variables	Sorption, solubilité, demi-vie	Sorption, demi-vie
(2) Méthode	Cartes de Kohonen. <i>U-matrix</i> et classification et hiérarchique de Ward. Analyse en Composantes Principales	Jugement de l'expert sur les valeurs des variables fréquemment rencontrées pour les pesticides à risque
(3) Approche	Quantitative	Qualitative
(4) Intervention de l'utilisateur dans la classification	Choix du nombre de groupes à partir de l'arbre hiérarchique et de la distance euclidienne souhaitée (Figure 2.3)	Choix par « expertise » des bornes de valeurs pour le regroupement des pesticides

(1) *Variables* :

La méthode de « l'expertise » (Rousseau *et al.*, 2006 ou Rapport R-786F pour EC) qui avait été proposée auparavant pour la définition de six groupes de pesticides (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) **ne prenait pas directement en compte la solubilité** du pesticide. En effet, et tel qu'expliqué en détail dans le Rapport précédent R-786F pour EC, il existe généralement et pour la plupart des pesticides une relation inverse entre la solubilité (S_w) et la sorption (K_{oc}). Cependant, et tel qu'expliqué abondamment dans le rapport précédent, cette relation inverse entre la sorption et la solubilité n'est pas très précise. Il existe ainsi des composés, tel que l'atrazine, qui « dévient » de la fonction de régression (linéaire inverse) obtenue en utilisant les valeurs de S_w et de K_{oc} pour les 340 pesticides.

La méthode par cartes de Kohonen **prend directement en compte la solubilité** du pesticide (en plus de la sorption et de la demi-vie). De ce fait, cette méthode accorde un poids important aux couples de valeurs représentant les deux variables « sorption » et « solubilité », ces deux variables étant inter-reliées. Puisque ces deux variables sont inter-reliées entre elles (relation linéaire inverse), les cartes de Kohonen accorderont dans un premier temps une plus grande importance (comparativement à la méthode de « l'expertise ») aux facteurs agissant sur la mobilité des pesticides, soit à la fois la solubilité et la sorption.

En ce sens, la méthode par cartes auto-organisatrices de Kohonen est plus complète que la méthode de « l'expertise » puisqu'elle évalue l'importance de trois variables (dont deux variables inter-reliées), comparativement à deux variables pour la méthode de « l'expertise ». Les cartes auto-organisatrices de Kohonen permettent ainsi un traitement optimal de l'importance de ces trois variables (S_w , K_{oc} et $t_{1/2}$), et ceci pour chacun des 340 pesticides considérés. Un tel traitement simultané des trois variables (représentation tridimensionnelle) était difficilement applicable et visualisable dans le cas de la méthode de « l'expertise » (voir Rousseau *et al.*, 2006 ou Rapport R-786F pour EC).

(2) à (4) *Méthode, Approche et Intervention de l'utilisateur :*

Tel que déjà mentionné, la méthode de « l'expertise » (ANNEXE N) utilise principalement des ordres de grandeur (logarithmiques) pour les variables de la sorption (*i.e.* $K_{oc} = 10^0, 10^2, 10^4$ et 10^6) et de la demi-vie (*e.g.* $t_{1/2} = 10^1$ et 10^3). Par définition, le jugement de l'expert a également été utilisé dans cette méthode pour fixer une borne de classification des pesticides à 30 jours pour la demi-vie (valeur correspondant, par exemple, à l'atrazine). La *méthode* par cartes auto-organisatrices de Kohonen, pour sa part, réalise l'ordination et la classification des pesticides selon une procédure statistique d'optimisation qui ne fait pas intervenir directement le jugement de l'expert du devenir des pesticides.

Il est intéressant de noter que le **nombre de groupes de pesticides** est, pour les **deux méthodes**, déterminé par l'utilisateur. Ainsi et selon le jugement scientifique et/ou la nature de l'application projetée, ce nombre de groupes peut être modulé selon les besoins. Le nombre de six groupes retenu ici répond à la fois aux souhaits d'EC, au jugement de l'expert et à l'analyse des résultats de l'arbre hiérarchique utilisée par la méthode de Kohonen.

À la demande d'EC en début de la Phase II du projet, nous avons ainsi proposé une classification de 340 pesticides (banque de Hornsby *et al.*, 1996) en plusieurs groupes (*e.g.* 6) de pesticides, classification basée sur les principales propriétés bio-physico-chimiques de ceux-ci. Les trois propriétés choisies en accord avec EC (soit la sorption, solubilité et demi-vie) sont celles qui conditionnent fortement le devenir et le transport des pesticides dans l'environnement et qui sont utilisées universellement par les modèles de transport des pesticides vers et dans le bassin hydrographique de surface. La classification a été faite d'une part avec la méthode de « l'expertise », et d'autre part selon la méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen.

L'utilité de cette classification se situe à plusieurs niveaux. Entre autres, la détermination d'un NPA (par modélisation hydrologique) pour un pesticide donné peut désormais être liée à un groupe de pesticides susceptible de présenter un comportement semblable dans l'environnement. Ceci permet d'identifier d'autres pesticides (faisant partie du même groupe de

pesticides que le pesticide étudié et prioritaire) pour lesquels nous pourrions présumer, *a priori*, un comportement voisin ou semblable dans l'environnement, ceci avec ou sans l'application de PGB en milieu agricole. La classification des pesticides sur la base de leurs principales propriétés permet ainsi de mieux appréhender quel pourrait *a priori* être l'impact de PGB sur d'autres pesticides (de comportement environnemental « similaire ») jugés moins prioritaires ou pour lesquels des valeurs de NPI n'ont pas encore été déterminées.

6 CONCLUSION

La troisième et dernière phase du projet INÉNA-Pesticide a consisté à appliquer l'approche de détermination de NPA, développée précédemment (Rousseau *et al.*, 2006), sur cinq bassins versants et sept pesticides soient : Yamaska, QC (*Atrazine*, *Glyphosate*, *Métolachlor*); South Nation, ON (*Atrazine*, *Dicamba*, *Métolachlor*); Wilmot et Dunk, I.P.E. (*Carbofuran*) et Salmon River, C.B (*MCPA*, et *2,4-D*). Le choix des pesticides, pour chacun des bassins étudiés, a été fait en concertation et d'un commun accord avec les responsables d'EC du projet INÉNA-Pesticides, ainsi qu'avec les responsables de chacun des bassins désignés. La méthode de détermination des NPA développée est exportable à tout bassin versant agricole.

L'application de la modélisation hydrologique a nécessité des adaptations du logiciel propres à chaque bassin et le calage des modèles hydrologique et de transport et devenir des pesticides s'est déroulé avec succès. Aussi, il n'y a que très peu de mesures de sédiments en suspension sur tous ces bassins, quand elles ne sont pas tout simplement inexistantes. Ceci a limité le calage et la validation des résultats du modèle d'érosion.

Par ailleurs, la réflexion sur le cadre de détermination des NPA à partir des résultats de simulation a été approfondie, et en particulier sur la relation entre les NPA et les NPI. Cela a permis de mettre en évidence l'importance de l'interprétation écotoxicologique (ainsi que certaines incertitudes pouvant y être associées) dans l'évaluation et le transfert de NPA. Ainsi, le développement et la portée environnementale (écotoxicologique) d'une NPA est notamment fonction : (i) de l'évaluation d'une NPA à partir de la modélisation du transport; (ii) du cadre spatio-temporel d'exposition des organismes aux pesticides; (iii) de la relation (impact biologique) entre NPA et NPI; (iv) de la spécificité d'une NPI pour un pesticide et un bassin versant donnés; (v) de la disponibilité des courbes dose-réponse (SSD) et des NPI pour des pesticides particuliers. L'approche globale déjà proposée peut ainsi être appliquée à différents pesticides de classes chimiques différentes, à différents bassins versants, et à des composés actuels et futurs pour lesquels une NPI a été développé ou non. L'avantage de cette approche intégrée « modélisation hydrologique – méthode d'estimation des NPA – signification écotoxicologique » est ainsi d'assurer une interprétation la plus adéquate possible (pour fins de gestion et de transfert) des impacts biologiques potentiels des concentrations en pesticides prédites dans les cours d'eau.

Les valeurs de NPA ont été calculées à l'aide des concentrations en pesticides simulées par GIBSI sur un cumulatif d'une trentaine d'années. Les séries météorologiques disponibles, et des arrosages aléatoires différents, ont servi à générer les concentrations utilisées pour calculer une NPA sur chaque tronçon du réseau hydrographique modélisé. Cette approche permet de

tenir compte en partie de l'incertitude sur les concentrations simulées induite par les incertitudes quantifiées des variables d'entrées; en l'occurrence une répartition aléatoire, parmi les unités de calcul, du jour d'application des pesticides parmi les jours possibles déterminés par le scénario de gestion et en fonction des périodes disponibles (c'est-à-dire sans précipitation). Seules les concentrations supérieures au seuil de détection du pesticide, et simulées lors de la période du 1^{er} mai au 31 août, ont été utilisées pour établir les NPA aux tronçons exutoires des bassins modélisés (dans le cas de la Wilmot, les NPA sont illustrées pour le tronçon en amont du lac adjacent à l'exutoire, puisque les concentrations de *Carbofuran* simulées en aval du lac étaient toutes inférieures au seuil de détection).

Des cartes NPA sont aussi été présentées afin d'illustrer la valeur d'une NPA pour chaque tronçon de rivière du réseau hydrographique d'un chaque bassin à l'aide d'une couleur selon une échelle allant du bleu foncé vers le rouge, le rouge représentant les tronçons dont la valeur de la NPA est la plus élevée. Cette échelle est basée sur les différents critères disponibles pour les pesticides retenus dans le projet INÉNA-Pesticides pour les NPA. Cette façon de présenter les résultats a permis d'interpréter les NPA selon différents seuils de toxicité (ex. : NPI chronique, NPI aiguë, et/ou différents CPVA) .

Le Tableau 6.1 présente les NPA à l'exutoire des bassins versants à l'étude selon les cultures en place et différentes PGB sélectionnées. À noter que toutes ces NPA sont inférieures aux CPVA du CCME (2007). Ce qui indique qu'il n'existe pas pour ces bassins de problématique à l'exutoire tant au niveau des scénarios de base (états de référence) que suite à l'implantation des PGB. Ceci étant dit, cela ne veut pas dire qu'il n'y ait pas de problématiques locales. En effet dans tous ces bassins, et ce à divers degrés, il existe potentiellement des points chauds, c'est-à-dire des tronçons de tête ou des affluents des principaux tributaires des rivières, où les NPA excèdent potentiellement les NPI chronique et aiguë, et/ou différents CPVA. Le choix des tronçons pour définir les NPA demeurent toujours un choix à faire. Dans le cadre de ce projet, on a ciblé le tronçon exutoire tout soulignant le potentiel de problématiques locales. Des campagne de suivi des concentrations des pesticides devraient être mises en place pour documenter *in situ* ces possibilités. À noter qu'il serait également souhaitable de joindre à cette carte une cartographie des principaux écosystèmes aquatiques de ces bassins versants, ce qui faciliterait sans doute les choix des tronçons sur lesquels il serait justifié de définir des NPA. De plus, il est important de noter que toute augmentation des superficies de cultures sur ces bassins risque d'invalider les NPA présentées dans ce rapport. En passant, on a inclus au Tableau 6.1, les NPA qui avaient été définies sur la Beaurivage dans le cadre de la phase II du projet INÉNA-Pesticides.

Enfin, la classification des 340 pesticides de la base de Hornsby *et al.* (1996) a été complétée à l'aide d'une méthode statistique basée sur les cartes auto-organisatrices de Kohonen. Cela a abouti à la détermination de six groupes de pesticides. Cette méthode et ces outils autorisent une ordination et une classification rigoureuses et optimales des variables étudiées (sorption, solubilité et demi-vie). La classification obtenue résulte d'une analyse quantitative et ne dépend pas de critères subjectifs. En effet, l'intervention de l'utilisateur de ces méthodes et outils consiste principalement à définir le nombre de groupes souhaités ou souhaitables (dans ce cas-ci : six). Cette classification pourra notamment, s'il y a lieu, être utilisée pour déterminer les pesticides pour lesquels des NPA devront être définies sur des bassins versants d'intérêt. Elle sera utile, de plus, pour identifier un groupe de pesticides susceptible de présenter non seulement un comportement similaire dans l'environnement (*e.g.* concentrations prédites dans les milieux aquatiques), mais également un comportement similaire lors de l'application de PGB en milieu agricole (diminution des concentrations exportées). Ceci signifie que, pour des fins de gestion en présence de nombreux pesticides agricoles, la classification des pesticides en six groupes aidera grandement à identifier les pesticides pour lesquels une valeur de NPA pourrait, *a priori*, être peu dissemblable pour chacun d'entre eux.

Tableau 6.1 : NPA à l'exutoire des bassins versants à l'étude selon les cultures en places et différentes PGB. Les chiffres entre parenthèse représentent la réduction de la valeur NPA par rapport au Q90 de l'état de référence (i.e., scénario de base) suite aux PGB.

Pesticide	Culture & Taux	Seuil	Scénario									
			Base	BR1	BR3	BR10	-25%	-30%	BR1+ - 30%	BR3+ - 30%	BR10+ - 25%	BR10+ - 30%
	[kg/ha]	[µg/l]	NPA [µg/l]									
Beaurivage (Québec)*												
<i>Atrazine</i>	<i>Maïs : 0.65</i>	0.02	1.08	0.37 (66%)				0.43 (60%)	0.07 (94%)			
<i>MCPB</i>	<i>Céréales : 1.0</i>	0.01	27.5	17.7 (34%)				19.6 (29%)	12.7 (54%)			
<i>Métolachlor</i>	<i>Maïs : 1.6</i>	0.01	0.95	0.57 (40%)				0.63 (34%)	0.32 (66%)			
Yamaska (Québec)												
<i>Atrazine</i>	<i>Maïs : 0.970</i>	0.02	0.390		0.292 (25%)		0.297 (24%)			0.224 (43%)		
<i>Métolachlor</i>	<i>Maïs : 1.603 Soya : 2.148</i>	0.01	0.353		0.236 (33%)		0.265 (25%)			0.175 (50%)		
<i>Glyphosate</i>	<i>Maïs : 0.827 Soya : 0.890 Canola : 0.890 Foin : 0.720</i>	0.04	0.225		0.142 (37%)		0.189 (16%)			0.135 (40%)		
South Nation (Ontario)**												
<i>Atrazine</i>	<i>Maïs : 1.120</i>	0.02	0.286	0.247 (14%)	0.204 (29%)	0.093 (67%)		0.264 (8%)	0.196 (14%)	0.131 (31%)		0.073 (74%)
<i>Métolachlor</i>	<i>Maïs : 0.700 Soya : 0.240</i>	0.024	0.576	0.311 (46%)	0.236 (59%)	0.107 (81%)		0.388 (33%)	0.197 (66%)	0.137 (76%)		0.089 (84%)
<i>Dicamba</i>	<i>Maïs : 0.600 Céréales : 0.099</i>	0.00 ¹	0.040	0.029 (28%)	0.023 (43%)	0.017 (58%)		0.036 (10%)	0.036 (10%)	0.026 (35)		0.028 (30)
Dunk (I.P.E.)												
<i>Carbofuran</i>	<i>Pommes de terres : 0.720</i>	0.05	0.491			0.488 (0.6%)		0.265 (46%)				0.265 (46%)
Wilmot (I.P.E.)												
<i>Carbofuran</i>	<i>Pommes de terres : 0.720</i>	0.05	0.870			0.807 (7%)		0.661 (24%)				0.553 (39%)

6. Conclusion

Salmon River (C.-B.)**											
<i>MCPA</i>	<i>Foin : 0.382</i> <i>Céréales : 0.382</i>	0.00 ¹	0.004			0.006	0.004				0.001
<i>2,4-D</i>	<i>Foin : 0.0114</i> <i>Céréales : 0.0114</i> <i>Vergers : 0.0114</i>	0.00 ¹	0.002			0.003	0.003				0.003

¹Seuil de détection inférieur à la plus petite concentration pouvant être simulée par GIBSI (0.001 µg/l).

*Déterminer durant la phase II du projet INÉNA-Pesticides.

** On peut se poser la question ici de comment se fait-il que les modifications des valeurs de NPA soient moins importantes, voir supérieures, lorsque l'on implante les bandes riveraines avec la diminution du taux d'application? La réponse se trouve dans le fait qu'il y a moins de concentrations supérieures au seuil de détection et que les plages des concentrations possibles suite à ces combinaisons de PGB diminuent. En d'autres mots, la combinaison des PGB a pour effet de réduire les pics concentrations et de diminuer de manière importante les faibles concentrations. Ainsi, les distributions sont asymétriques vers la gauche avec des médianes toujours inférieures aux moyennes et les étendues des valeurs sont moins importantes. De plus, les moyennes augmentent légèrement. Ceci a pour effet de déplacer les Q90 vers des concentrations plus élevées et donc de produire des modifications positives ou négatives des NPA.

7 RÉFÉRENCES

Aguilar-Ibarra, A., P. Lim et S. Lek. 2005. Fish diversity conservation and river restoration in southwest France : A review. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, pp. 64-75.

Aguilera, P.A., A.G. Frenich, J.A. Torres, H. Castro, J.L.M. Vidal et M. Canton. 2001. Application of the Kohonen neural network in coastal management: methodological development for the assessment and prediction of water quality. Water Research, 35: 4053-4062.

Aurelle, D., S. Lek, J.L. Giraudel et P. Berrebi. 1999. Microsatellites and artificial neural networks: tools for the discrimination between natural and hatchery brown trout (*Salmo trutta*, L.) in Atlantic populations. Ecological Modelling, 120: 313-324.

Bastien, D. 1995. *Profil de la culture des céréales au Québec relativement à la phytoprotection et à la fertilisation*. Réalisé par Conceptra Inc. pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 37 pages et 10 annexes.

Behrens, R. 1975. *Corn and weeds*. Weeds Today (Late Winter Issue), 15.

Berryman, D. et I. Giroux. 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec*; ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ENVIRODOQ EN940594, rapport PES-4, 134 pages, 5 annexes.

Blasco, J.A., N. Fueyo, C. Dopazo et J.-Y. Chen. 2000. A self-organizing-map approach to chemistry representation in combustion applications. Combustion Theory Modelling, 4: 61-76.

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.

Caillé, A., P.G.C. Campbell, D. Cluis, P. Couture et L. Talbot. 1975. *Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface de la rivière Yamaska*. INRS-Eau, rapport scientifique n° 50, 99 p. (Pour le ministère des Richesses naturelles, Québec).

CANTOX Environmental, 2005. Scoping Assessments of Environmental Performance Standards for In-Use Pesticides from Agricultural Sources. Draft Report.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2007. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life", Update 7.1, December 2007. As of January 2008 at the website: http://www.ccme.ca/assets/pdf/aql_summary_7.1_en.pdf

Compin, A., Y.-S. Park, S. Lek et R. Céréghino. 2005. Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use of biosurveillance. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, pp. 221-238.

Coste, M., J. Tison et F. Delmas. 2004. Flores diatomiques des cours d'eau : proposition de valeurs limites du « Bon État » pour l'IPS et l'IBD. Document de travail-Unité de Recherche Qualité des Eaux-Cemagref Bordeaux, France.

CPVQ. 1993. *Mauvaises herbes, Répression*, Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), AGDEX 640, 1993, 194 pages.

Delisle, F., S. Gariépy et Y. Bédard. 1998. *Bassin versant de la rivière Yamaska. 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 Saint-Laurent Vision 2000- volet assainissement agricole, 109 pages.

Désilets, L. et C. Langlois. 1989. *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du Fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada. Direction des eaux intérieures, Région du Québec, 90 p. + annexes.

Dufrêne, M. et P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67 (3): 345-366.

Duval, D. et R. Gauthier. 1986. *Présence des herbicides dans le fleuve St-Laurent et ses tributaires*. Environnement Canada, Inland water Directorate Report, Longueuil, Qc, Canada.

Feltz, H.R. et J.K. Culbertson. 1972. *Sampling procedures and problems in determining pesticide residues in the hydrologic environment*. *Pesticide Monitoring Journal* 6 : 171.

Foody, G.M. 1999. Application of self-organising feature map neural network in community data analysis. *Ecological Modelling*, 120: 97-107.

Foody, G.M. et M.E.J. Cutler. 2003. Tree biodiversity in protected and logged Bornean tropical rain forests and its measurement by satellite remote sensing. *Journal of Biogeography*, 30 : 1046-1053.

- Forrest, S. et P.Y. Caux. 1990. *Pesticides in tributaries of the St. Lawrence River (including certain CEPA priority list of substances), 1987-1988 Program Report*, Centre St-Laurent, Hydrology and Networks Quebec Region, Laboratoire du Capitaine Bernier, Longueuil, Québec, J4K 1A1.
- Giraudel, J.L. et S. Lek. 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 146: 329–339.
- 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 St-Laurent vision 2000, 48 pages.
- Giroux, I. 2002. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec, Campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ENVIRODOQ EN/2002/0365, rapport no QE/137, 45 pages + 5 annexes.
- Giroux, I. 2004. *La présence de pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ENVIRODOQ ENV/2004/0309, collection no QE/151, 40 pages.
- Giroux, I., M. Duchemin et M. Roy. 1997. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec; campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ENVIRODOQ EN970099, rapport PES-8, 54 pages + 6 annexes.
- Gosselain, V., S. Campeau, M. Gevrey, M. Coste, L. Ector, F. Rimet, J. Tison, F. Delmas, Y.-S. Park, S. Lek et J.P. Descy. 2005. Diatom typology of low-impacted conditions at a multi-regional scale: combined results of multivariate analyses and SOM. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, pp. 317-342.
- Gouvernement du Québec. 2001. *Règlement sur la qualité de l'eau potable – mise à jour 29 mai 2001*, 18 p. et 2 annexes.
- Grenier, M. 2005. *Détermination des communautés phytobenthiques de référence et des objectifs de restauration des rivières du Québec*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, 300 p.

Grenier, M., S. Campeau, I. Lavoie, Y.-S. Park et S. Lek. 2006. Diatom reference communities and restoration goals for streams in Quebec (Canada), based on Kohonen Self-organizing maps and multivariate analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 2087-2106.

Hornsby, A.G., R. Don Wauchope et A.E. Herner. 1996. *Pesticide properties in the environment*. Springer-Verlag, New-York. 227 p.

Horrigan, N., J. Bobbin, F. Recknagel et L. Metzeling. 2005. Patterning, predicting stream macroinvertebrate assemblages in Victoria (Australia) using artificial neural networks and genetic algorithms. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, pp. 252-260.

Kohonen, T. 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biol. Cybern.*, 43: 59-69.

Kohonen, T. 1995. *Self-Organizing Maps*, third ed.. Springer, Berlin.

Kohonen, T. 2001. *Self-Organizing Maps*, third ed.. Springer, Berlin.

Kwak, I.S., M.Y. Song, Y.-S. Park, G. Liu, S.H. Kim, H.D. Cho, E.Y. Cha et T.S. Chon. 2005. Patterning community changes in benthic macroinvertebrates in a polluted stream by using artificial neural networks. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, pp. 239-251.

Maguire R.J. et R.J. Tkacz. 1993. *Occurrence of pesticides in the Yamaska River, Québec*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 25 : 220-226.

Maguire, R.J., A. Germain, R.J. Tkacz et S.I. Forrest. 1989. *PBCs and pesticides in water at the mouths of the Yamaska and St-François Rivers, Québec in 1987*, River Research Branch, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, NWRI, Contribution 89-150, RRB-89-36.

MAPAQ. 1992. Réseau d'avertissement phytosanitaires, Avertissement et Bulletins d'informations, bulletin no 1 : 10 avril 1992 ; Avertissement no 3, 3 juillet 1992.

MAPAQ. 1995. *Fichier des exploitations agricoles enregistrées au MAPAQ en 1995*, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

McCormick, P.V. et R.J. Stevenson. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology*, 34: 726-733.

MDDEP (ministère du Développement durable et des parcs, Québec). 2005. Critères de la qualité de l'eau de surface au Québec – mise à jour 2004, dans le site du MDDEP en ligne : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm.

MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec). 2002. Répertoire des principaux pesticides utilisés au Québec. Direction de la toxicologie humaine de l'Institut national de santé publique du Québec, Publications du Québec, Québec.

Muir, D.C.G., J.Y. Yoo et B.E. Baker, 1978. *Residues of Atrazine and N-deethylated Atrazine in Water from Five Agricultural Watersheds in Québec*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 7 : 221-235.

Nijboer, R.C., Y.-S. Park, S. Lek et P.F.M. Verdonschot. 2005. Comparison of clustering and ordination methods implemented to the full and partial data of benthic macroinvertebrate communities in streams and channels. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 167-188.

Park, Y.-S., R. Céréghino, A. Comping et S. Lek. 2003a. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. Ecological Modelling, 146 : 165-280.

Park, Y.-S., J. Chang, S. Lek, W. Cao et S. Brosse. 2003b. Conservation strategies for endemic fish species threatened by the Three Gorges Dam. Conservation Biology, 17 (6) : 748-1758.

Park, Y.-S., M. Gevrey, S. Lek et J.-L. Giraudel. 2005a. Evaluation of relevant species in communities: development of structuring indices for the classification of communities using a self-organizing map. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 369-380.

Park, Y.-S., I.S. Kwark, S. Lek et T.S. Chon. 2005b. Hierarchical patterning of benthic macroinvertebrate communities using unsupervised artificial neural networks. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 189-205.

Park, Y.-S., T. Oberdorff et S. Lek. 2005c. Patterning riverine fish assemblages using an unsupervised neural network. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, p. 43-53.

Park, Y.-S., P.F.M. Verdonschot, T.S. Chon et S. Lek. 2003c. Patterning and predicting aquatic macroinvertebrate diversities using artificial neural network. Water Research, 37: 1749-1758.

Penczak, T., A. Kruk, Y.-S. Park et S. Lek. 2005. Patterning spatial variations in fish assemblage structures and diversity in the Pilica River system. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, pp. 100-113.

Poissant, L., C. Beauvais et N. Copin. 2007. Sommaire du milieu physique, modes de culture et estimation des taux d'application des pesticides sur le bassin de la rivière Yamaska. Rapport technique. Environnement Canada, Centre St-Laurent : Division de la recherche sur la protection des écosystèmes aquatiques, Direction des sciences et de la technologie.

Primeau, S et Y. Grimard. 1989. *Rivière Yamaska, 1975-1988, volume 1 : description du bassin versant et qualité du milieu aquatique* ; ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, Sainte-Foy, Rapport QE- 66-1, ENVIRODOC EN900060, 139 pages + 10 annexes.

Rawls, W.J. et D.L. Brakensiek. 1992 Estimation of soil water retention and hydraulic properties In: H.J. Morel-Seytoux, Editors, *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling, Theory and Practice*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (1989), pp. 275-300.

Rimet, F., L. Ector, L. Hoffmann, M. Gevrey, J.-L. Giraudel, Y.-S. Park et S. Lek. 2005b. Prediction with artificial neural networks of diatom assemblages in headwater streams of Luxembourg. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). Modeling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin, pp. 343-354.

Rondeau, B. 1993. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent 1985-1990. Tronçon Cornwall-Québec*. Plan d'action Saint-Laurent, Centre St-Laurent, Environnement Canada, 239 pages.

Rondeau, B. 1996. *Pesticides dans les tributaires du fleuve St-Laurent 1989-1991*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre St-Laurent, Rapport scientifique et technique, ST- 62, 58 pages.

Rousseau A.N., P. Lafrance, R. Quilbé et J.-P. Villeneuve. 2005. *Analyse comparative de modèles de devenir des pesticides à l'échelle des bassins versants*. Rapport n° R-791. INRS-ETE, Québec, PQ, Canada.

Rousseau A.N, P. Lafrance, R. Quilbe, S. Savary, M. Sulis et E. Caron. 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 final N° R-786f. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE. Québec, PQ, Canada.

Rousseau A.N, P. Lafrance, R. Quilbe, S. Savary, M. Sulis et E. Caron 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*. Initiative Nationale d'Élaboration de Normes Agroenvironnementales. Rapport N° R-786-e1. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE. Québec, PQ, Canada.

STATISTIQUE CANADA. 1996. Recensement de l'agriculture, 1996.

Tison, J., J.-L. Giraudel, Y.-S. Park, M. Coste et F. Delmas. 2005. Classification of stream diatom communities using a self-organizing map. In S. Lek, M. Scardi, P. Verdonschot, J. Descy, Y.S. Park (eds). *Modeling community structure in freshwater ecosystems*, Springer, Berlin, p. 304-316.

Ultsch, A. 1993. Self-organizing neural networks for visualizing and classification. In: *Information and classification*. Edited by O. Opitz, B. Lausen and R. Klar. Springer-Verlag, Berlin, Germany. p. 307-313.

Von Rumker, R., G.L. Kelso, F. Horay et K.A. Lawrence. 1975. *A study of the efficiency of the use of pesticides in agriculture. U.S.EPA Report No.540/9-75-025*. National Tech. Info. Series, Washington, D.C.

Walley, W.J., R.W. Martin et M.A. O'Connor. 2000. Self-organising maps for classification of river quality from biological and environmental data. In: Denzer, R., Swayne, D.A., Purvis, M., Schimak, G. (eds) *Environmental software systems: environmental information and decision support*, IFIP Conference Series, Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, p. 27-41.

www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf044_f.html, [en ligne], page consultée le 21 juin 2006.

www.agrireseau.qc.ca/rap/, [en ligne], site du Réseau d'avertissement phytosanitaire.

www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Productions/Protectiondescultures/reseau/,

[en ligne], site du Réseau d'avertissement phytosanitaire.

ANNEXE A. REVUE DE LITTÉRATURE ET DONNÉES DISPONIBLES DE CONCENTRATIONS EN PESTICIDES DANS LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE YAMASKA

Cette section fait état des études portant sur les concentrations d'herbicides en rivière qui se sont déroulées sur le bassin versant de la Yamaska. Dans chaque cas, nous présentons la méthode d'échantillonnage et d'analyse suivie, les superficies cultivées sur le bassin versant au moment du suivi et les résultats. À noter que la présentation des méthodes est plus ou moins détaillée selon les études et qu'il est donc difficile de comparer de manière très rigoureuse les résultats obtenus.

A.1 SUIVI DE CAILLÉ ET SES COLLABORATEURS (1974)

Cette étude tentait de caractériser et de mieux comprendre l'impact des activités agricoles sur la qualité de l'eau. Plusieurs paramètres ont été suivis comme le phosphore, l'azote, le carbone, les sédiments en suspension, la conductivité, le pH, la turbidité et l'alcalinité (Caillé *et al.*, 1975).

A.1.1. Méthode

Les rivières Runnets, Salvail, St-Nazaire, Chibouet et La Barbue ont été échantillonnées d'avril à décembre 1974. Les composés s-triazines ont été extraits à l'acétate d'éthyle et dosés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (CG) avec des détecteurs azote-phosphore (NPD). Un échantillonnage pour les composés organophosphorés avait également été fait, mais les échantillons n'ont pas été dosés (Caillé *et al.*, 1975).

A.1.2. Superficies cultivées

Le tableau A.1 présente les superficies cultivées lors de l'étude de Caillé *et al.* (1975) pour chacun des types de culture.

Tableau A. 1 : Superficies cultivées dans les sous-bassins étudiés (Caillé *et al.*, 1975)

Sous-bassin		Sup. totale	Sup. cultivée	Blé	Avoine	Foin	Maïs-grain	Maïs-ensilage	Orge	Céréales mélangées	Betteraves à sucre	Légumes
St-Nazaire	km ²	109	53,8	0,1	9,5	32,1	5,3	3,1	0,4	1,7	0	0,2
	%		49,4	0,1	8,7	29,4	4,9	2,8	0,4	1,6	0	0,2
Runnets	km ²	83	29	0,1	4,9	21,2	0,7	1,5	0,1	0,4	0	0
	%		34,9	0,1	5,9	25,5	0,8	1,8	0,1	0,5	0	0
Salvail	km ²	153	95,9	4,7	13,8	31,8	18,5	7,3	1,1	3,9	4,1	10
	%		62,7	3,1	9	20,8	12,1	4,8	0,7	2,5	2,7	6,5
Chibouet	km ²	145	84,1	0,4	17,8	47,4	10,2	3,5	0,9	3,1	0,3	0,4
	%		58	0,3	12,3	32,7	7	2,4	0,6	2,1	0,2	0,3
La Barbue	km ²	92	39	0,5	6,5	17,6	7,2	2,7	0,3	1,4	0,6	1,5
	%		42,4	0,5	7,1	19,1	7,8	2,9	0,3	1,5	0,7	1,6

Les superficies sont disponibles pour les autres sous-bassins (Le Renne, Haute-Noire, Mawcook, St-David, St-Louis, St-Pie et sud-ouest) dans Caillé *et al.* (1975).

A.1.3. Résultats du suivi

Le tableau A.2 présente les résultats des concentrations en triazines obtenues pour chacun des sous-bassins versants considérés.

Tableau A. 2 : Résultats des concentrations en triazines (ppb)(Caillé *et al.*, 1975)

Date	17-avr	30-avr	04-juin	18-juin	07-juil	31-juil	10-août	20-août	08-sept	22-sept	14-oct	10-nov	09-déc
St-Nazaire		<0,02	0,01	26,9	2,91	3,2	0,32	0,2	0,09	0,27	0,11	0,13	0,27
Chibouet	0,02	0,02	0,35	1,4	9,5	1,33	0,7	---	<0,02	<0,02	0,23	0,13	<0,02
Salvail	0,02	0,16	0,12	0,6	10,6	4,19	0,84	0,42	0,37	0,02	0,07	0,21	0,19
Runnets		0,03	0,05	1,5	0,6	0,23	<0,02	<0,02	0,03	0,07	<0,02	0,03	0,03
La Barbue		0,02	0,1	2,5	4,33	4,68	0,83	0,44	0,17	0,16	0,04	0,08	0,29

Les stations des rivières Salvail, St-Nazaire, Chibouet et La Barbue contenaient des concentrations plus élevées d'herbicides. Les auteurs attribuent ce résultat à une plus grande utilisation agricole du territoire (44 à 63 %) et à l'importance des cultures de maïs. Des sous-produits de dégradation de Disyston et d'organophosphorés ont également été détectés à quelques reprises. Finalement, il semble que l'atrazine soit le principal pesticide en présence. Les auteurs recommandent également de doser le dééthylatrazine (DEA), sous-produit de l'atrazine (Caillé *et al.*, 1975).

A.2 SUIVI DE MUIR ET SES COLLABORATEURS (1974-1975)

En 1974, cinq sous-bassins dans le bassin de la rivière Yamaska ont été choisis (en collaboration avec l'INRS-Eau). Le travail sur les produits de dégradation faisait partie d'un projet en collaboration avec André Caillé de l'INRS-Eau (Muir *et al.*, 1978). Les sous-bassins étudiés sont ceux de la rivière St-Nazaire, la rivière Chibouet, la rivière Salvail, la rivière La Barbue et la rivière Runnets (Muir *et al.*, 1978).

A.2.1. Méthode

Les cinq rivières ont été suivies en 1974-1975. L'échantillonnage a eu lieu près de l'embouchure de la rivière. La méthode d'échantillonnage utilisée tenait compte de la profondeur, selon la méthode décrite par Feltz et Culbertson (1972). De plus, pour chaque séance d'échantillonnage, un échantillon était récolté au tiers et un autre au deux tiers de la largeur de la rivière. L'échantillonnage avait lieu aux deux semaines, d'avril à septembre, et une fois par mois en octobre, novembre et décembre (Muir *et al.*, 1978). Les échantillons étaient gardés au frais. Une fois au laboratoire, les deux échantillons sont mélangés afin d'obtenir une moyenne pour les deux profondeurs. En 1974, l'extraction est effectuée avec du benzène ou du chloroforme et en 1975, avec de l'acétate d'éthyle. Les pourcentages de récupération sont de 90 %. Les analyses sont effectuées en CG (Muir *et al.*, 1978).

A.2.2. Superficies cultivées

Le tableau A.3 présente les superficies cultivées pour chacun des sous-bassins considérés lors de l'étude de Muir *et al.* (1978) (tiré de Caillé *et al.*, 1975).

Tableau A. 3 : Superficies cultivées (Caillé *et al.*, 1975 selon Muir *et al.*, 1978)

Sous-bassin	Superficie totale (km ²)	Superficie cultivée (km ²)	Superficie en maïs (km ²)
St-Nazaire	109	53,8	8,4
Chibouet	145	84,1	13,7
Salvail	206	129,2	34,8
La Barbue	119	50,5	12,7
Runnets	62,5	21,8	2,2

Les herbicides ont surtout été appliqués en mai et juin durant les deux années sur lesquelles se sont déroulées cette étude (Muir *et al.*, 1978).

Suite à une discussion informelle avec des agriculteurs, le taux d'application de l'atrazine a été estimé à 2,5 kg/ha sur 80 % des superficies de maïs (Muir *et al.*, 1978; Behrens, 1975 et Von Rumker *et al.*, 1975).

A.2.3. Résultats du suivi

Les résultats pour les concentrations en atrazine et DEA sont présentés à la figure A.1, d'après Muir *et al.* (1978).

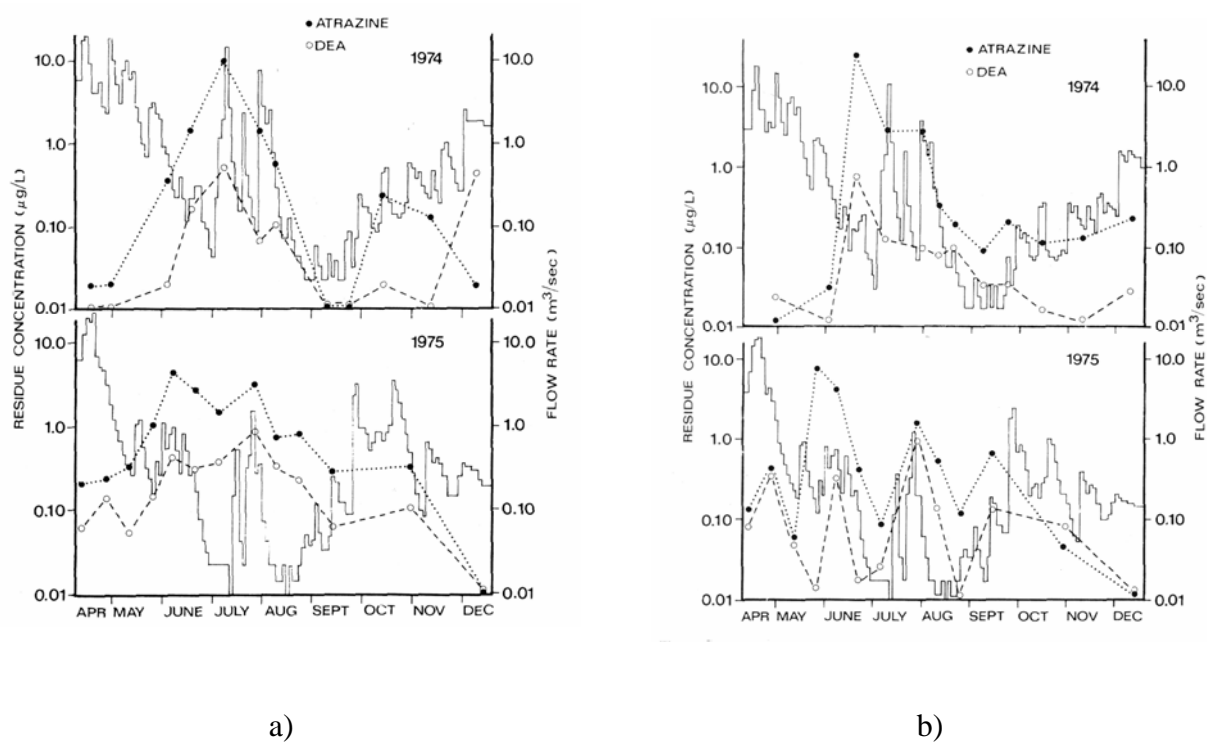


Figure A.1 : Concentrations en atrazine et DEA dans différents cours d'eau (Muir *et al.*, 1978). a) St-Nazaire; b) Chibouet

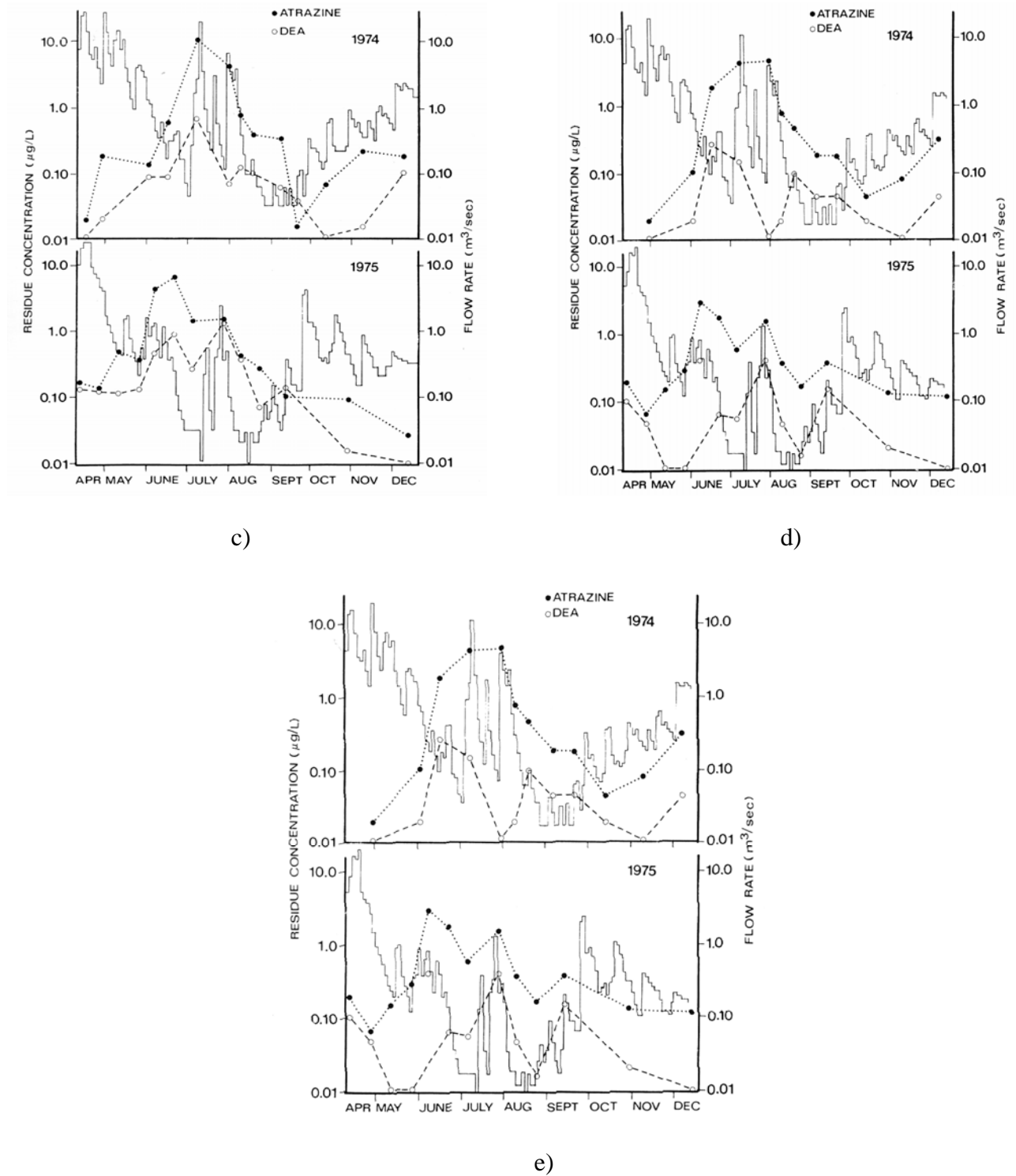


Figure A.1 (suite) : Concentrations en atrazine et DEA dans différents cours d'eau (Muir *et al.*, 1978). c) Salvail; d) La Barbuë; e) Runnets

Les concentrations pour l'atrazine varient entre 0,01 et 26,9 µg/L et entre 0 et 1,34 µg/L pour le DEA. Les concentrations les plus élevées sont obtenues lors des mois de juin et juillet, avec un maximum en juillet 1974 (Muir *et al.*, 1978).

En plus des concentrations, un calcul des charges a également été effectué. Les pertes annuelles les plus importantes ont été calculées dans la rivière Salvail et ce, lors des deux années d'étude (Muir *et al.*, 1978). Cependant, Muir et ses collaborateurs ont noté dans les cinq rivières étudiées que les exportations en 1975 étaient environ la moitié de celles observées en 1974. Ils attribuent cette différence à une pluviométrie inférieure pour l'année 1975 (Muir *et al.*, 1978). Les concentrations les plus faibles ont été observées dans la rivière Runnets lors des deux années d'étude. Muir et ses collaborateurs attribuent ce résultat à une superficie cultivée en maïs peu élevée dans ce sous-bassin.

Les pertes d'atrazine calculées (en kg/an, en g/ha, en g/ha de maïs et en pourcentage de la masse appliquée) dans le cadre de cette étude sont présentées au **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

Tableau A. 4 : Pertes d'atrazine (Muir *et al.*, 1978)

Sous-bassin	Année	Pertes d'atrazine de juin à décembre 1974-1975			
		(kg/an)	g/ha	g/ha de maïs	% de la masse appliquée
St-Nazaire	1974	49,29	4,5	58,1	2,9
	1975	23,75	0,4	5,4	0,3
Chibouet	1974	40,42	2,7	28,8	1,4
	1975	20,3	0,6	6,3	0,3
Salvail	1974	78,17	3,5	27,6	1,4
	1975	31,39	0,7	5,7	0,3
La Barbué	1974	25	2	24,5	1,2
	1975	11,21	0,4	5,1	0,3
Runnets	1974	9,67	1,5	35,8	1,8
	1975	0,82	0,1	1,8	0,1

A.3 SUIVI DE DUVAL ET GAUTHIER (1986)

A.3.1. Méthode

Les échantillons sont récoltés dans une bouteille de 1 L en verre, pré-nettoyée à l'acide. Pour l'analyse des acides chlorophénoxyacétiques, les échantillons sont acidifiés à pH 2. Il n'y a pas d'acidification pour les échantillons destinés à l'analyse des triazines. Les échantillons de sédiments sont récoltés avec une benne de type « Ekman ». Des échantillons de mollusques et

de poissons ont également été analysés. Les échantillons d'eau sont extraits à l'acétate d'éthyle, puis concentrés à 1 mL. Le dosage a été effectué par CG. Les sédiments destinés à l'analyse des triazines sont extraits une fois à l'acétone, rincés et subissent une deuxième extraction avec de l'acétate d'éthyle.

Quarante-neuf stations se situant à l'embouchure des tributaires (grands et petits) du St-Laurent ont été étudiées, en plus de neuf usines de filtration municipales. Des stations dans le Fleuve ont également été échantillonnées. La période d'échantillonnage se déroule de mai à septembre 1976. Les concentrations les plus élevées sont mesurées au mois de juillet. Les tributaires les plus contaminés sont situés dans la région de Montréal, à l'exception de la rivière Yamaska. La station d'étude de la rivière Yamaska (station H-6b) est située un peu au large de l'embouchure afin d'étudier les concentrations une fois que l'eau est mélangée à celle du Fleuve Saint-Laurent.

A.3.2. Résultats du suivi

Les résultats sont présentés au tableau A.5. L'atrazine est le composé qui présente la plus haute fréquence de détection. Il est intéressant de noter que les concentrations médianes d'herbicides sont du même ordre dans le Fleuve que dans les stations municipales; aux tributaires, elles sont 5 à 10 fois plus élevées. Toutes les concentrations mesurées sont inférieures à la concentration létale. L'eau est la seule matrice où des concentrations d'herbicides ont été mesurées.

Tableau A. 5 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) à l'embouchure de la rivière Yamaska à l'été 1976 (Duval et Gauthier, 1986)

Composé	12 mai	7 juillet	4-5 juillet	2 août	6 septembre
2,4-D	0,28	0,036	0,009	<0,002	0,032
2,4,5-T	---	---	0,006	0,007	0,032
ADE	0,10	0,15	1,74	0,36	0,24
ADI	---	<0,002	0,39	0,04	0,06
Atrazine	0,11	0,14	6,43	0,97	0,43
Atrazine+ADE+ADI	0,21	0,30	8,56	1,37	0,73
Propazine	---	---	0,11	---	---
Sylvex	---	---	---	---	---

ADE : dééthylatrazine ; ADI: déisopropylatrazine

A.4 SUIVI DE MAGUIRE ET TKACZ (EN 1986-1987)

A.4.1. Méthode

Les échantillons ont été récoltés à six sites sur la Yamaska :

Site 13 : Embouchure de la Yamaska;

Site 30 : Barbue;

Site 31 : Runnets;

Site 32 : St-Nazaire;

Site 33 : Chibouet;

Site 34 : Salvail.

Les sites 30 à 34 correspondent aux sites de l'étude Muir *et al.* (1978). Quatre échantillons ont été récoltés à chaque site (le 3 juin 1986, le 9 juin 1987, le 8 juillet 1987 et le 25 septembre 1987). Les échantillons (40 L) ont été récoltés à 0,5 m de profondeur. Une triple extraction au dichlorométhane a été réalisée (1 L d'échantillon à chaque extraction). Le pourcentage de récupération moyen est de 60 %. Les extraits sont purifiés sur gel de silice. Quatre éluions ont lieu (hexane 80 %; hexane 20 %; dichlorométhane – dichlorométhane – acétone). Les fractions sont dosées par CG (HPLC pour les carbamates) (Maguire et Tkacz, 1993).

A.4.2. Résultats du suivi

Les pesticides les plus souvent détectés et aux concentrations les plus élevées sont l'atrazine et le métolachlore. Selon le site d'échantillonnage, les concentrations les plus élevées d'atrazine sont de 2 à 19 fois (généralement 3 à 5 fois) supérieures au critère de protection pour la vie aquatique (2 µg/L) (MDDEP, 2005). Dans le cas du métolachlore, les concentrations les plus élevées sont soit inférieures ou très près du critère de qualité pour la vie aquatique (8 µg/L) (MDDEP, 2005).

Les concentrations obtenues lors de cette étude sont présentées au tableau A.6.

Tableau A. 6 : Concentrations de pesticides (ng/L) aux six sites d'étude (Maguire et Tkacz, 1993)

Site	Pesticide	03-juin-86	09-juin-87	08-juil-87	25-sept-87
Embouchure	Atrazine	3910,0	845,0	37800,0	1690,0
	Chlorpyrifos	1,1		6,2	
	Dééthylatrazine	89,0	4,9	86,2	131,5
	Diazinon	4,4		11,9	2,1
	Dichlorvos	8,2			1,7
	Endrin	0,1		0,8	0,6
	Heptachlore	0,4		2,1	1,7
	Époxide d'heptachlore		1,8	5,6	0,3
	Lindane	1,6	0,3	7,6	2,9
	Métolachlore	780,0	103,7	4660,0	71,0
	Naled		5,5	74,8	52,7
	Simazine	27,8	1,8	31,6	40,9
	Barbue	Atazine	16100,0	740,0	9850,0
Époxide d'heptachlore		0,3			0,2
Naled				7,8	0,7
Simazine		12,1	8,8	3,7	
Runnets	Atrazine	43,3	154,0	6780,0	1290,0
	Dééthylatrazine			31,2	5,5
	Dichlorvos			4,7	0,6
	Heptachlore	1,6		6,7	3,4
	Époxide d'heptachlore	1,1	0,5	7,6	0,9
	Lindane	2,8		3,5	1,7
	Métolachlore		75,5	4900,0	3730,0
	Simazine	20,0	2,1	128,0	10,2
St-Nazaire	Atrazine	9740,0	1400,0	7700,0	1430,0
	Dééthylatrazine	118,0	4,4	66,3	11,8
	Diazinon	3,1		26,7	6,9
	Métolachlore	6670,0	111,0	13400,0	79,2
	Simazine	6,1		51,5	37,8

Tableau A.6 (suite) : Concentrations de pesticides (ng/L) aux six sites d'étude (Maguire et Tkacz, 1993)

Site	Pesticide	03-juin-86	09-juin-87	08-juil-87	25-sept-87
Chibouet	Atrazine	1424,0	89,2	7120,0	230,0
	Dééthylatrazine	46,4	1,5	22,9	8,3
	Heptachlore	5,2		5,6	1,7
	Époxide d'heptachlore			7,6	2,5
	Lindane	1,1			
	Métolachlore	809,3	31,1	4120,0	87,7
	Simazine	62,9	0,7	114,0	10,1
Salvail	Anilazine	39,2	6,0	4,0	0,7
	Atrazine	774,0	138,0	4420,0	194,0
	Chlorpyrifos			15,9	0,1
	Cyanazine	117,0	6,2	56,8	22,2
	Dééthylatrazine	12,2	0,7	41,0	17,6
	Dééthylsimazine		0,1	0,4	
	Diazinon			4,9	1,1
	Fenchlorphos			1,1	
	Métolachlore	641,0	78,2	960,0	17,8
	Prométryne			5,6	
	Propazine	13,0		6,7	
Simazine	135,0	0,5	9,1	1,5	

A.5 SUIVI DE MAGUIRE ET SES COLLABORATEURS (EN 1987)

A.5.1. Description du suivi

Ce suivi a été réalisé en 1987 à l'embouchure de la Yamaska. Il a été réalisé dans le cadre de «River Research Branch, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, NWRI Contribution 89-150». La rivière St-François a également fait l'objet de ce suivi.

A.5.2. Classes de pesticides utilisées dans le bassin de la Yamaska (Maguire *et al.*, 1989)

En 1982, les principaux groupes de pesticides utilisés en agriculture dans le bassin de la Yamaska étaient les triazines et triazoles (38 % du total excluant les huiles), les amides (18 %), les carbamates (16 %) et les organophosphorés (7 %).

Les résultats de l'étude de Maguire *et al.* (1989) sont présentés dans Primeau et Grimard (1989). Ces derniers discutent également de l'évolution de l'agriculture dans le bassin versant de la Yamaska. On y apprend, entre autres, qu'en 1976, la superficie agricole du bassin était de 3 306 km² (202 648 ha en culture), comparativement à 3 474 km² (222 292 ha en culture) en 1986. En 1986, 130 727 ha ont été traités avec des herbicides et 15 861 ha avec des pesticides (Primeau et Grimard, 1989). Les données pour l'année 1976 proviennent de Statistiques Canada (1978) et celles de 1986 de Statistiques Canada (1987).

A.5.3. Méthode

Les échantillons d'eau et de sédiments ont été collectés à l'embouchure de la Yamaska (lat. 46°03'02"; long. 73°56'45"). Cinq échantillons ont été récoltés (les 17, 22, 29 juillet et 4 et 6 août 1987). Les échantillons d'eau étaient de 200 L. L'extraction s'effectue à l'aide d'un extracteur en phase liquide à large volume (solvant = dichlorométhane). Après évaporation, le dichlorométhane est changé par l'hexane. Par la suite, l'extrait est passé sur gel de silice. Quatre éluions ont lieu (hexane : 80 %; hexane 20 %; dichlorométhane – dichlorométhane – méthanol.) Les fractions sont dosées par CG (HPLC pour les carbamates).

A.5.4. Résultats du suivi

Pour la Yamaska, très peu de pesticides ont été détectés dans les sédiments en suspension. Seul l'atrazine a été détecté le 22 juillet 1987 : sa concentration était de 40 ng/g poids sec. Lors de cette même journée, la concentration d'atrazine dans l'eau était de 1490 ng/L. Donc, la majeure fraction de l'atrazine était en phase dissoute. Dans l'eau, l'atrazine a été détecté dans les échantillons à des concentrations environ 100 fois plus élevées que celles des autres herbicides. Cependant, elle n'a jamais dépassé le critère pour la vie aquatique de 2 µg/L. Les résultats des concentrations à l'embouchure de la Yamaska à l'été 1987 sont présentés au tableau A.7 (Maguire *et al.*, 1989).

Tableau A. 7 : Concentration (ng/L) de pesticides à l'embouchure de la Yamaska à l'été 1987 (Maguire *et al.*, 1989)

Pesticide	16 juillet	22 juillet	29 juillet	4 août	9 août
Acéphate	0,35				0,95
Anilazine		0,34	0,09	0,19	0,34
Atrazine	240	1500	190	890	230
Chlorpyrifos	0,86	0,13	0,09		
Crotoxyphos			0,97		
Cyanazine		0,47	1,6	0,86	
Demeton-O		3,3			

Pesticide	16 juillet	22 juillet	29 juillet	4 août	9 août
Demeton-S	1,4	0,78	0,66	2,1	1,13
Diazinon	0,18	0,10			
Dichlorvos	0,41	0,55	0,65	0,61	0,73
Diméthoate		0,50	6,92	1,3	0,45
Disulfoton	1,7	0,38			0,62
Endrin	0,30	0,14	0,07		
Époxide d'heptachlore	0,05		0,01		0,02
Ethion		0,15		0,10	
Fenthion	1,3	0,33	0,22		
Heptachlore				0,03	
Lindane	1,38	0,96	0,80	0,88	1,04
Malathion	0,20				
Methidathion		0,62	0,48	1,4	0,56
Mevinphos	0,36				
Naled		19	14	3,8	
O,p'-DDT	0,02	0,02			
Oxydemeton-méthyl	2,6	11	5,0	6,8	16
P,p'-DDT	0,05				
Parathion	0,54				
Phosalone		10,18		0,55	
Prométryne	0,87	1,5		5,3	7,8
Sulfotepp		0,50	0,14	0,35	
Terbufos	0,55	0,10	0,08		
Trichlorfon	0,94	2,2		0,82	7,3

A.6 SUIVI DE FORREST ET CAUX (1987-1988)

A.6.1. Méthode

Lors de ce suivi, six tributaires du St-Laurent, dont la rivière Yamaska, ont été étudiés. Les pesticides ont été dosés dans l'eau de surface, les particules en suspension, les sédiments et les poissons. Dans la rivière Yamaska, des échantillons pour les quatre compartiments environnementaux étudiés ont été récoltés à l'embouchure en 1987 et dans l'eau de surface seulement en 1988. Des échantillons d'eau de surface ont également été récoltés à l'embouchure de la Yamaska-Sud, de la Chibouet et de la David en 1988. Les périodes d'échantillonnage se déroulent de juin à octobre 1987 et du 11 mai au 28 juin 1988.

L'échantillon d'eau à l'embouchure de la rivière Yamaska est un échantillon composite créé à partir de trois points d'échantillonnage répartis sur la largeur de la rivière. Les autres échantillons sont récoltés en un point unique. Les échantillons sont pris à 1 m de profondeur. Des mesures de conductivité, de température et d'oxygène dissous ont également été prises.

A.6.2. Résultats du suivi

En 1987, les concentrations d'atrazine varient entre 2,1 µg/L et 17,5 µg/L (le 7 juillet 1987). Les concentrations d'atrazine sont inférieures à 2,1 µg/L (maximum mesuré le 21 juin 1988). Forrest et Caux (1990) ont calculé que la Yamaska apportait 25 kg/jour d'atrazine au St-Laurent. Les autres composés détectés en 1987 dans la Yamaska sont le 2,4-D, le picloram, le métolachlore, le α-BHC et le cis-chlordane, tandis qu'en 1988, il s'agit surtout du métolachlore et du diazinon. Les concentrations de pesticides dans les compartiments environnementaux autres que l'eau de surface étaient beaucoup plus faibles. En effet, dans la Yamaska, pour les particules en suspension et les sédiments de fond, l'atrazine n'a été détecté qu'à des concentrations respectives de 0,04 µg/g et 0,02 µg/g. Le tableau A.8 montre les concentrations obtenues (Forrest et Caux, 1990).

Tableau A. 8 : Concentrations (µg/L) dans la Yamaska en 1987-1988 (Forrest et Caux, 1990)

		2,4-DP	2,4-D	Alachlor	alpha-BHC	Atrazine	Butylate	Diazinon	Lindane	Métolachlore	Picloram
1987											
Yamaska	30-juin		0,38			3,6				0,14	0,62
	07-juil	0,193				17,5				0,16	
	14-juil	1,2				6,4				0,1	
	21-juil	0,75				6,2					
	28-juil	0,523				3,53					
	04-août					2,1					
	06-août				0,0014	2,9					
	14-oct										
1988											
Yamaska	11-mai					0,19					
	17-mai					0,18		0,08			
	24-mai					1				0,83	
	07-juin									0,36	
	21-juin					2,1					
	28-juin					1,2		2		0,17	
Yamaska-Sud	17-mai					0,44		0,2			
	28-juin					2,9		5,7		1,1	
Chibouet	17-mai					0,6		0,2			
	28-juin					1,6		2,4		0,24	
David	17-mai					0,51		0,2			
	28-juin					1,2		3,3		0,13	

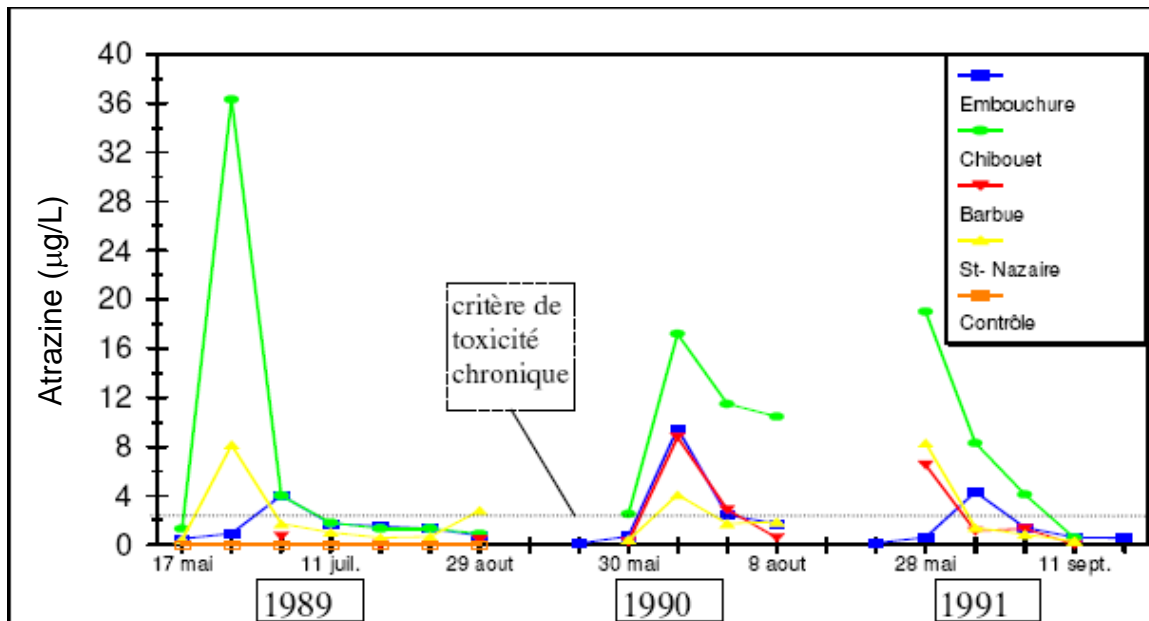
A.7 SUIVI DE RONDEAU (1989-1991)

A.7.1. Méthode

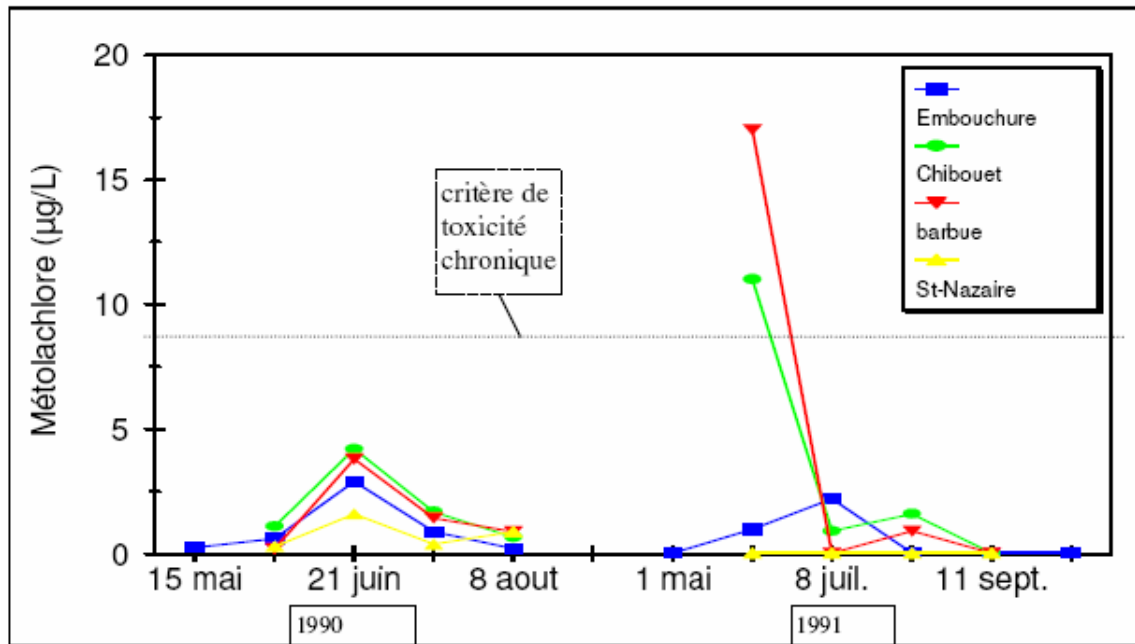
Ce rapport fait suite à celui de Forrest et Caux (1990) et a été réalisé dans le cadre du Réseau de surveillance des pesticides dans les tributaires du St-Laurent. En 1989-1991, ce réseau comprenait 22 stations dont cinq dans le bassin de la Yamaska. Elles sont situées à l'embouchure, dans la Chibouet, la St-Nazaire et La Barbue. Il y a aussi une station contrôle (pont route 239). L'échantillonnage est quasi-mensuel (de mai à octobre) et a toujours lieu après une pluie (période d'exportation des pesticides vers les cours d'eau). Les échantillons (1 L) sont prélevés à un mètre de profondeur. L'analyse des herbicides est effectuée à l'aide d'un CG avec des détecteurs NPD, sauf dans le cas des organochlorés et des phénoxyacides (détecteurs ECD à capture d'électrons) (Rondeau, 1996).

A.7.2. Résultats du suivi

Seize pesticides ont été détectés dans les six rivières ayant fait partie de ce suivi. Les rivières les plus problématiques semblent être les rivières Yamaska et La Tortue. L'herbicide le plus souvent détecté est l'atrazine. Sa fréquence de détection sur l'ensemble des sous-bassins étudiés est de 83 %. Si on considère seulement le bassin de la Yamaska, cette fréquence est de 100 % en 1989 et 1990. La concentration maximale d'atrazine mesurée dans le bassin versant de la Yamaska a été de 36,3 µg/L (à la station de la rivière Chibouet). La fréquence de dépassement du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique, dans le cas de l'atrazine (2 µg/L) (MDDEP, 2005), est de 30 % pour l'ensemble des sous-bassins étudiés. Dans le cas de la Yamaska seule, cette fréquence est de 30 % (amplitude moyenne de 4,5 fois le critère). La Chibouet atteint une fréquence de dépassement maximale de 60 %. D'autres herbicides présentent des dépassements pour leurs critères respectifs soient le métolachlore, le diazinon, le dicamba et le carbaryl. Pour le métolachlore, sa fréquence de détection dans les échantillons de la Yamaska est de 100 % en 1990 et de 39 % en 1991. Cette variation est expliquée par la période d'échantillonnage et une variation de la limite de détection (0,1 µg/L à 0,5 µg/L). Dans le bassin versant, on note deux dépassements du critère de protection de la vie aquatique pour le métolachlore (8 µg/L) (MDDEP, 2005). Les résultats des concentrations d'atrazine et de métolchlore (Rondeau, 1996) sont présentés à la figure A.2.



A)



B)

Figure A. 2 : Variations de la concentration d'atrazine (A) et de métolachlore (B) dans le bassin de la Yamaska (1989-1991) selon Rondeau (1996)

A.8 SUIVI DE RONDEAU (1993)

Ce rapport fait état des résultats des statistiques descriptives des suivis effectués de 1985 à 1990 par Environnement Canada dans le tronçon fluvial Cornwall-Québec. Les résultats sont traités par masse d'eau. Les masses d'eau sont délimitées grâce aux paramètres physico-chimiques qui les caractérisent selon la méthode de Désilets et Langlois (1989). Seuls les composés organochlorés ayant montré une fréquence de détection supérieure à 15 % sont traités. Ainsi, seuls le α -BHC et le γ -BHC (lindane), dont les fréquences de détection étaient supérieures à 50 %, sont traités. Cependant, 16 autres composés (hexachlorobenzène ; p,p'-DDT ; o,p'-DDT ; p,p'-TDE ; p,p'-DDE ; métoxychlore ; heptachlore ; époxyde d'heptachlore ; α -endosulfan ; β -endosulfan ; α -(cis) chlordane ; γ -(trans) chlordane ; mirex ; aldrine ; endrine et dieldrine) ont aussi été détectés (Rondeau, 1993).

A.8.1. Résultats du suivi

Pour l' α -BHC, les concentrations varient de la limite de détection (0,4 ng/L) (pour 24 stations mesurées) à 5 ng/L (station de Cornwall). La médiane pour tous les échantillons entre 1985 et 1990 est de 1,74 ng/L (Rondeau, 1993). Aucun dépassement des critères (critère de qualité pour les eaux brutes = 9,2 ng/L; critère pour la contamination des organismes aquatiques = 31 ng/L ou critère de toxicité chronique = 1 ng/L) n'a été observé. Pour le lindane, les concentrations varient de la limite de détection (0,4 ng/L) (pour 28 stations) à 2,6 ng/L à la station de la rivière St-Louis. La valeur médiane de tous les échantillons est de 0,43 ng/L. Aucun dépassement du critère de qualité pour les eaux brutes (18,6 ng/L) n'a été observé (Rondeau, 1993). Les résultats détaillés des statistiques descriptives (% détection, minimum, maximum, médiane, moyenne et écart-type) pour le α -BHC et le lindane pour chacune des stations du tronçon Cornwall-Québec sont présentés aux annexes 6,1 et 6,2 de Rondeau (1993).

A.9 SUIVIS EFFECTUÉS PAR LE MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT

Le programme de suivi des pesticides du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec a été mis en place en 1992. Ce programme cible surtout les pesticides utilisés dans la culture du maïs. Son objectif « est de connaître l'importance, l'étendue et l'évolution à long terme de la contamination des cours d'eau par les pesticides utilisés dans cette culture » (Berryman et Giroux, 1994). Il s'est déroulé en 4 phases :

- 1992-1993 (voir section A.10);
- 1994-1995 (voir section A.11);
- 1996-1997 (voir section A.12);
- 1999-2001 (voir section A.13).

Premièrement, pour la culture cible du maïs, le bassin versant de la rivière Yamaska a été échantillonné en 1992 et par la suite de 1994 à 2001. La rivière Chibouet a fait l'objet d'un suivi continu de 1992 à 2001. La rivière Chibouet a été retenue pour un suivi permanent à cause de l'importance des superficies cultivées en maïs dans son bassin versant. Durant les années 1992 et 1993, les rivières Barbue et Salvail ont été échantillonnées. Ensuite, en 1996-1997, la rivière David et le ruisseau Corbin ont fait l'objet d'un suivi. Finalement, des échantillons ont été récoltés dans la rivière Noire en 1992 et 1994. Deuxièmement, pour la culture cible des vergers, le Ruisseau Déversant du lac, à Rougemont, a fait l'objet d'un suivi de 1994 à 1996. Finalement, pour la culture cible maraîchère, le ruisseau Corbin a été échantillonné en 1996 et 1997. La culture cible est importante, car elle détermine entre autres l'emplacement de la station (Giroux, 2004).

A.9.1. Méthode

L'échantillonnage a été effectué à l'aide de bouteilles en verre clair. Les échantillons sont gardés au frais et apportés au laboratoire. Les dosages effectués sont l'analyse OPSTRZA (triazines, organophosphorés et quelques autres composés) et l'analyse pour les phénoxyacides. En 1999, l'analyse pour le chloryalide est ajoutée. L'analyse pour le glyphosate est ajoutée en 2001 pour la rivière Chibouet. La présentation des techniques de laboratoire est faite à l'Annexe D.

A.10 SUIVI DU MENVIQ 1992-1993 (BERRYMAN ET GIROUX, 1994)

En 1992 et 1993, treize cours d'eau ont fait l'objet d'un suivi. Dans le bassin versant de la Yamaska, les rivières Chibouet et Salvail semblent être les plus touchées par la pollution.

A.10.1. Pratiques phytosanitaires

En ce qui a trait aux pratiques phytosanitaires, les principaux herbicides conseillés pour la culture du maïs au Québec par le Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ, 1993) et le MAPAQ (1992) sont, dans l'ordre : atrazine, métolachlore, butilate, EPTC, cyanazine, dicamba, bromoxynil et bentazone (Berryman et Giroux, 1994).

A.10.2. Méthode

Six stations ont été placées sur des sous-bassins versants avec plus de 20 % de superficies en maïs, soit les rivières Saint-Zéphirin, la Barbue, Chibouet, Salvail, des Hurons et l'Acadie. Il y a quatre stations et une station témoin (rivière Noire à Roxton Falls) situées dans le bassin de la Yamaska. Voici une liste de chacune des municipalités dont elles drainent les territoires.

Rivière Noire (Roxton Falls) = témoin :

Racine, Bonsecours, Ste-Anne-de-la-Rochelle, Valcourt, Béthanie.

Rivière Noire (St-Pie) :

St-André-d'Acton, Roxton Pond, Ste-Cécile-de-Milton, St-Pie (50%), St-Valérien-de-Milton, St-Liboire, St-Éphrem-d'Upton, St-Théodore-d'Acton, St-Nazaire-d'Acton, Ste-Christine, Maricourt, Durham-Sud (50 %).

Rivière Salvail :

La Présentation, St-Jude.

Rivière Chibouet :

Ste-Hélène-de-Bagot, St-Huges.

Rivière La Barbue :

St-Ange-Gardien, St-Paul-d'Abbotsford, St-Césaire (50 %).

Rivière Yamaska :

Bolton-Ouest, Lac Brome, Brigham, Bromont, Stukely-Sud, Shefford, St-Alphonse, Granby, Roxton Pond, Ste-Cécile-de-Milton, St-Joachim-de-Shefford, Ste-Anne-de-la-Rochelle, Racine, Bonsecours, Valcourt, Béthanie, Maricourt, Roxton, St-Valérien-de-Milton, St-Pie, St-Dominique, Ste-Rosalie, St-Liboire, St-Simon, Ste-Christine, St-André-d'Acton, St-Éphrem-d'Upton, St-Théodore-d'Acton, St-Nazaire-d'Acton, Ste-Hélène-de-Bagot, St-Huges, Durham-Sud, St-Edmond-de-Grantham, St-Eugène, St-Guillaume, St-David, St-Marcel-de-Richelieu, St-Aimé, St-Louis, St-Damasse, La Présentation, St-Thomas-d'Aquin, St-Hyacinthe, St-Barnabé, St-Jude, St-Ange-Gardien, St-Paul-d'Abbotsford, St-Césaire, St-Michel-de-Rougemont, Ste-Brigitte-d'Iberville, Dunham, Rainville.

Les superficies cultivées par sous-bassin pour chacune des cultures sont également disponibles : elles sont présentées au tableau A.9

Tableau A. 9 : Superficies (km²) et proportions du bassin versant (%) par types de culture en amont des stations d'échantillonnage (Berryman et Giroux, 1994)

Rivière	Maïs		Autre en rang		Céréales		Fourrage		Autres		Cultivable		Total
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
Yamaska	832	18,5	99,7	2,2	27,0	6,0	730,0	16,2	40,6	0,9	1975	43,8	4 510
Barbue	47,3	37,0	10,9	8,5	14,4	11,2	36,7	28,7	9,3	7,3	119	92,7	128
Chibouet	54,6	36,4	5,7	3,7	28,9	16,6	26,0	17,3	0,2	0,1	111	74,2	150
Salvail	52,7	24,6	10,2	4,8	16,7	7,8	17,3	8,1	0,2	0,1	97	45,4	214
Noire	166	11,3	9,8	0,7	52,1	3,5	195	13,3	4,4	0,3	427	29,1	1 470
Noire Témoin	192	0,6	0	0	3,5	1,0	56,7	17,0	0,7	0,2	63	18,8	334

En ce qui a trait à la fréquence d'échantillonnage, en 1992 les stations Salvail, Chibouet et Barbue ont été échantillonnées une fois par semaine de mai à août, une fois aux deux semaines en septembre et octobre et une fois par mois le reste de l'année. En 1993, elles ont été échantillonnées trois fois par semaine de la fin mai au début août. La Chibouet a également été échantillonnée une fois par semaine en mai et août et une fois par mois le reste de l'année. Quant aux stations sur la rivière Yamaska et aux deux stations sur la rivière Noire, elles ont été échantillonnées une fois aux deux semaines de mai à août 1992. Les techniques d'analyse en laboratoire sont décrites à l'Annexe A.

A.10.3. Résultats du suivi

Pour l'ensemble des stations étudiées dans le cadre de ce programme de suivi, les composés les plus souvent détectés sont l'atrazine, le DEA, le métolachlore, la cyanazine et l'EPTC. Dans les cours d'eau suivis, l'atrazine dépasse le critère pour la qualité de la vie aquatique (2 µg/L) pour 30 % du temps (entre 36 % et 72 % dans le cas de la Chibouet et de 10 à 21 % dans le cas de La Barbue) et pour 11 % du temps le critère pour l'eau potable (5 µg/L) (Gouvernement du Québec, 2001). De la simazine, du linuron, du dicamba, du mécocrop, de la métribuzine, du 2,4-D, du MCPA, du butilate, du diuron, du tébuthiuron du 2,4-DB et du 2,4-DP ont également été détectés. Les insecticides diméthoate, carbofuran, malathion, chlorpyrifos, diazinon, azinphos-méthyl et méthyl-parathion sont également présents. Les analyses statistiques effectuées ont démontré que la contamination de l'eau par l'atrazine, le DEA, le métolachlore et la cyanazine est proportionnelle aux superficies cultivées en maïs (Berryman et Giroux, 1994).

Dans le cadre de ce suivi, des tests ont également été effectués afin de vérifier l'importance de la concentration en herbicides adsorbés sur les particules en suspension. Les concentrations sur ces particules sont généralement non-détectables, sauf dans le cas des échantillons présentant à la fois des concentrations d'atrazine très élevées et une teneur élevée en matière en suspension.

Les concentrations en composés pesticides mesurées dans les différents cours d'eau (bassin versant de la Yamaska et quelques sous-bassins) sont présentées dans les tableaux qui suivent. Ce tableau global montre les résultats successivement (tableau par sections) pour les différents cours d'eau étudiés.

Tableau A. 10 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à l'embouchure de la Yamaska (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/05/92	0,08	ND	0,05	ND	ND	ND	ND	-	ND
18/05/92	0,13	ND	0,08	ND	0,09	ND	0,1	-	ND
01/06/92	0,33	ND	0,08	ND	0,06	ND	0,4	-	ND
15/06/92	0,88	0,09	0,1	ND	ND	ND	0,5	-	0,05
29/06/92	0,71	0,06	0,12	ND	ND	ND	0,4	-	ND
13/07/92	0,72	0,06	0,19	ND	ND	0,09	0,5	-	0,03
27/07/92	1,6	ND	0,49	ND	ND	ND	0,7	-	0,05
10/08/92	0,55	ND	0,25	ND	ND	ND	0,2	-	0,04
24/08/92	0,33	ND	0,17	ND	ND	ND	0,1	-	ND
07/09/92	0,24	ND	0,11	ND	ND	ND	0,1	-	ND

ND : Non Détecté

Tableau A. 11 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station de la rivière Noire (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Butylate	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/05/92	0,06		ND	0,05	ND	ND	ND	ND	-	ND
18/05/92	0,08		ND	0,04	ND	0,02	ND	0,05	-	0,015
19/05/92		0,11								
01/06/92	0,46		ND	0,05	ND	ND	ND	0,6	-	ND
15/06/92	0,44		0,07	0,06	ND	ND	ND	0,2	-	ND

Date	Atrazine	Butilate	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
29/06/92	0,68		0,08	0,11	ND	ND	ND	0,2	-	0,03
13/07/92	0,98		0,05	0,13	ND	ND	ND	0,2	-	0,05
27/07/92	1,4	0,1	0,04	0,41	ND	ND	ND	0,3	-	0,04
10/08/92	0,16		ND	0,08	ND	ND	ND	ND	-	ND
24/08/92	0,14		ND	0,08	ND	ND	ND	ND	-	ND
07/09/92	0,13		ND	0,08	ND	ND	ND	ND	-	ND

ND : Non Détecté

Tableau A. 12 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station témoin de la rivière Noire (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/05/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
18/05/92	0,17	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
01/06/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	0,06
15/06/92	0,07	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	0,06
29/06/92	0,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	0,11
13/07/92	0,23	ND	0,09	ND	ND	ND	ND	-	ND
27/07/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
10/08/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
24/08/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
07/09/92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND

ND : Non Détecté

Tableau A. 13 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station de la Chibouet (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/05/92	0,24	ND	0,15	ND	0,04	ND	0,1	-	ND
11/05/92	0,14	ND	0,12	ND	0,04	ND	0,05	-	ND
18/05/92	0,31	ND	0,11	ND	0,02	ND	0,1	-	ND
25/05/92	0,57	0,12	0,14	ND	0,02	ND	0,4	-	0,015
01/06/92	4,4	0,09	0,33	ND	ND	ND	2,6	-	ND
08/06/92	3	0,1	0,23	ND	ND	ND	1,1	-	ND
15/06/92	4,2	0,05	0,47	ND	ND	ND	1,1	-	0,04
22/06/92	3,16	0,04	0,37	ND	ND	ND	0,8	-	0,07
29/06/92	2,63	ND	0,38	ND	ND	ND	0,6	-	0,04
06/07/92	1,71	ND	0,3	ND	ND	ND	0,3	-	ND
13/07/92	5,6	0,07	1,44	ND	ND	ND	1,1	-	0,09
20/07/92	5	0,06	2,6	ND	ND	ND	1,5	-	0,05
27/07/92	5,6	ND	2,6	ND	ND	ND	1,3	-	0,03
03/08/92	1,92	ND	0,73	ND	ND	ND	0,4	-	ND
17/08/92	1,3	ND	0,83	ND	ND	ND	ND	-	ND
24/08/92	0,73	ND	0,34	ND	ND	ND	0,1	-	ND
31/08/92	0,65	ND	0,25	ND	ND	ND	0,2	-	ND
07/09/92	0,5	ND	0,36	ND	ND	ND	0,2	-	ND
21/09/92	0,39	ND	0,31	ND	ND	ND	0,1	-	ND
05/10/92	0,33	ND	0,29	ND	ND	ND	ND	-	ND
19/10/92	0,35	ND	0,27	ND	ND	ND	0,1	-	ND
02/11/92	0,2	ND	0,15	ND	ND	ND	ND	-	ND
30/11/92	0,2	ND	0,18	ND	ND	ND	ND	-	ND
11/01/93	0,2	ND	0,18	ND	ND	ND	0,1	-	ND
08/02/93	0,1	ND	0,08	ND	ND	ND	ND	-	ND
08/03/93	0,09	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
05/04/93	0,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
17/05/93	0,26	ND	0,04	ND	0,06	ND	ND	-	ND
24/05/93	0,68	ND	0,1	ND	0,04	ND	0,4	ND	ND
31/05/93	1	0,07	0,14	0,08	ND	ND	0,9	ND	ND
02/06/93	5,2	0,14	0,22	0,21	ND	ND	4,3	ND	0,04
04/06/93	2,3	0,05	0,51	ND	ND	ND	1,9	ND	ND
07/06/93	1,8	ND	0,37	ND	ND	ND	1,9	ND	ND
09/06/93	2,3	ND	0,22	ND	ND	ND	2,4	ND	0,03
11/06/93	3,3	0,07	0,22	ND	ND	ND	1,5	ND	ND
14/06/93	1,7	ND	0,25	ND	ND	ND	0,9	ND	ND
16/06/93	1,5	ND	0,24	ND	ND	ND	0,8	ND	ND

ND : Non détecté

Tableau A.13 (suite) : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station de la Chibouet (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Butilate	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
18/06/93	5,5		ND	0,21	ND	ND	ND	2,7	ND	ND
21/06/93	29		1,7	0,3	ND	ND	ND	21	ND	0,56
22/06/93		0,11								
24/06/93	9,1		0,5	4,1	ND	ND	ND	4,7	ND	0,05
26/06/93	4,4		0,41	1,3	ND	ND	ND	1,9	ND	0,03
28/06/93	3,1		0,29	0,72	ND	ND	ND	1,3	ND	0,03
30/06/93	2,5		0,21	0,56	ND	ND	ND	0,9	ND	ND
02/07/93	2,5		0,42	0,43	ND	ND	ND	1	ND	ND
05/07/93	2,1		0,25	0,46	ND	ND	ND	0,9	ND	ND
07/07/93	1,8		0,18	0,41	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
09/07/93	1,7		0,16	0,37	ND	ND	ND	0,7	ND	ND
12/07/93	1,7		0,18	0,36	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
14/07/93	1,7		0,17	0,36	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
16/07/93	1,5		0,15	0,37	ND	ND	ND	0,5	ND	ND
19/07/93	1,2		0,14	0,3	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
21/07/93	1,5		0,16	0,26	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
23/07/93	1,3		0,14	0,32	ND	ND	ND	0,4	ND	0,03
26/07/93	1		0,12	0,31	ND	ND	ND	0,4	ND	0,03
28/07/93	1,1		0,06	0,24	ND	ND	ND	0,6	ND	0,12
30/07/93	2,5		1,2	0,31	ND	ND	ND	0,5	ND	0,36
02/08/93	2,1		1,2	0,49	ND	ND	ND	0,8	ND	0,24
04/08/93	2,6		0,62	0,72	ND	ND	ND	0,8	ND	0,17
06/08/93	2,6		0,55	0,8	ND	ND	ND	0,7	ND	0,16
08/08/93	3,1		0,77	0,67	ND	ND	ND	0,6	ND	0,29
15/08/93	2,4		1,3	0,73	ND	ND	ND	0,4	ND	0,28
22/08/93	1,1		0,09	0,76	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
29/08/93	1,8		0,08	0,42	ND	ND	ND	0,4	ND	0,11
05/09/93	0,92		ND	0,6	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
19/09/93	0,29		0,08	0,75	ND	ND	ND	ND	ND	0,05
03/10/93	0,77		0,09	0,31	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
17/10/93	0,27		ND	0,67	ND	ND	ND	ND	ND	ND
02/11/93	0,24		ND	0,32	ND	ND	ND	ND	ND	ND
07/11/93				0,26	ND	ND			ND	

ND : Non détecté

Tableau A. 14 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station de la Salvail (Berryman et Giroux, 1994)

Date	EPTC	Butilate	Carbofuran	Tébutiuron	DEA	Diuron	Diméthoate	Simazine	Atrazine	Linuron	Cyanazine	Métolachlore	Métribuzine
04/05/92	ND				0,17		ND	ND	0,14	ND	ND	ND	
11/05/92	0,14				0,18		ND	ND	0,13	ND	ND	ND	
18/05/92	0,16				0,25		ND	ND	2,2	ND	ND	2,6	
20/05/92		0,045		0,05									
25/05/92	0,05	0,045			0,22		ND	ND	0,53	ND	0,12	0,8	
01/06/92	0,06				0,27		ND	ND	2,3	ND	0,12	1,3	
08/06/92	ND				0,3		ND	ND	1,9	ND	0,11	1,2	
15/06/92	ND				0,34		ND	ND	1,8	ND	0,1	0,6	
22/06/92	ND				0,22		ND	ND	1	ND	0,06	0,3	
29/06/92	ND				0,15		ND	ND	0,63	ND	0,04	0,1	
06/07/92	0,02				0,28		ND	ND	0,98	ND	0,07	0,2	
13/07/92	0,08				2,43		ND	0,07	5,7	ND	0,07	4,5	
20/07/92	ND		0,3		1		ND	ND	1,84	ND	0,04	0,8	
27/07/92	ND				0,45		ND	0,05	0,67	ND	ND	0,3	
03/08/92	0,04		0,5	0,1	0,65		ND	0,07	2,55	ND	0,05	1	
10/08/92	ND			0,1	0,6		ND	ND	0,53	ND	ND	0,2	
17/08/92	ND				0,5		ND	ND	0,39	ND	ND	0,1	
24/08/92	ND				0,25		ND	ND	0,27	ND	ND	ND	
31/08/92	ND				0,31		ND	ND	0,35	ND	ND	ND	
07/09/92	ND				0,47		ND	ND	0,38	ND	ND	0,2	
21/09/92	ND				0,36		ND	ND	0,25	ND	ND	ND	
05/10/92	ND				0,43		ND	ND	0,26	ND	ND	ND	
19/10/92	ND				0,51		ND	ND	0,3	ND	ND	0,1	
02/11/92	ND				0,23		0,13	ND	0,2	ND	ND	ND	
30/11/92	ND				0,28		ND	ND	0,17	ND	ND	ND	
11/01/93	ND				0,1		ND	ND	0,12	ND	ND	ND	
08/02/93	ND				ND		ND	ND	0,05	ND	ND	ND	
08/03/93	ND				0,05		0,16	ND	0,04	ND	ND	ND	
09/03/93				0,3		0,6							
05/04/93	ND				0,04		ND	ND	0,06	ND	ND	ND	
17/05/93													
24/05/93													
31/05/93	0,13				0,27		0,17	ND	0,37	ND	ND	0,7	ND
02/06/93	0,07				0,3		0,08	ND	2,1	ND	ND	2,8	ND
04/06/93	0,07				0,35		ND	ND	1,6	ND	ND	0,8	ND
07/06/93	ND				0,3		ND	ND	1	ND	0,04	0,9	ND
09/06/93	ND				0,3		ND	ND	1,1	ND	ND	0,9	ND
11/06/93	0,05				0,3		ND	ND	1,8	ND	ND	1,1	ND

ND : Non détecté

Tableau A.14 (suite) : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 et 1993 à la station de la Salvail (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Cyanazine	DEA	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
14/06/93	1,1	0,04	0,29	ND	ND	ND	0,7	ND	ND
16/06/93	0,95	0,04	0,27	ND	0,09	ND	0,8	ND	ND
18/06/93	1	0,07	0,31	ND	ND	ND	0,8	ND	ND
21/06/93	15	0,06	3	ND	0,08	0,09	16	ND	1,6
24/06/93	3,1	ND	1	ND	ND	ND	2,6	ND	0,07
26/06/93	1,5	ND	0,61	ND	ND	ND	0,9	ND	0,04
28/06/93	1	ND	0,54	0,07	ND	ND	0,6	ND	0,03
30/06/93	0,75	ND	0,43	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
02/07/93	1	ND	0,54	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
05/07/93				ND				ND	ND
07/07/93	0,89	0,04	0,39	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
09/07/93	0,96	0,04	0,37	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
12/07/93	1,1	0,05	0,4	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
14/07/93	1	0,05	0,38	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
16/07/93	0,67	0,05	0,29	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
19/07/93	0,45	0,04	0,18	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
21/07/93	0,45	0,04	0,2	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
23/07/93	0,46	0,04	0,24	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
26/07/93	0,92	0,04	0,27	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
28/07/93	2,9	ND	0,38	ND	ND	0,24	0,5	ND	ND
30/07/93	4,3	0,05	0,48	ND	ND	ND	0,3	ND	0,03
02/08/93	2,2	0,07	0,4	0,17	ND	ND	0,6	ND	ND
04/08/93	7,9	0,05	0,62	ND	ND	ND	0,9	ND	0,04
06/08/93	2,4	ND	0,36	0,09	ND	ND	0,6	ND	ND
08/08/93					ND				
15/08/93					ND				
22/08/93					ND				
29/08/93					ND				
05/09/93					ND				
19/09/93					ND				
03/10/93					ND				
17/10/93					ND				
02/11/93					ND				

ND : Non détecté

Tableau A. 15 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 à la station de la Barbue (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Azinphos-méthyl	Butilate	Carbofuran	Cyanazine	DEA	Diazinon	Diméthoate	Diuron	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/05/92	0,12				ND	0,1	ND	0,1		ND	ND	0,1	ND	ND
05/05/92	0,09				ND	0,07	ND	0,03		ND	ND	0,05	ND	ND
06/05/92	0,08				ND	0,06	ND	ND		ND	ND	0,05	ND	ND
07/05/93	0,08				ND	0,07	ND	0,03		ND	ND	0,1	ND	ND
08/05/92	0,07				ND	0,07	ND	0,06		ND	ND	0,3	ND	ND
09/05/92	0,08				ND	0,06	ND	0,03		0,05	ND	0,2	ND	0,04
10/05/92	0,07				0,13	0,07	ND	0,06		0,13	ND	0,5	ND	ND
11/05/92	0,09				0,1	0,09	ND	0,1		0,08	ND	0,3	ND	ND
12/05/92	0,08				ND	0,05	ND	0,06		0,04	ND	0,3	ND	ND
13/05/92	0,12				0,31	0,08	ND	0,09		ND	0,13	0,05	0,3	ND
14/05/92	0,08				0,21	0,05	0,035	0,03		0,15	ND	0,4	0,025	0,015
15/05/92	0,11				0,13	0,09	0,035	0,13		0,08	0,15	0,4	ND	0,03
16/05/92	0,13				0,08	0,08	0,035	0,07		0,06	0,08	1	0,31	0,015
17/05/92	0,17				0,16	0,08	0,035	0,06		0,13	0,06	1,4	0,15	0,015
18/05/92	0,15				0,42	0,08	0,035	0,07		0,1	0,13	0,9	0,07	0,015
19/05/92	0,15				0,13	0,07	ND	0,06		0,07	0,1	0,6	0,025	0,015
20/05/92	0,15		0,045		0,1	0,06	ND	0,03	0,2	0,02	0,07	1,2	0,025	0,015
21/05/92	0,15		0,045		0,2	0,06	0,035	0,03	0,2	0,02	0,02	1,6	0,025	0,015
22/05/92	0,15			0,1	0,17	0,07	ND	0,03		ND	0,02	1,2	ND	0,015
23/05/92	0,15				0,22	0,07	ND	ND		ND	ND	0,7	0,025	0,015
24/05/92	0,34				0,13	0,07	ND	ND		0,06	ND	1,2	0,05	0,015
25/05/92	0,24				0,12	0,06	ND	0,03		0,06	0,06	0,7	0,025	ND
26/05/92	0,25			0,1	0,11	0,09	ND	0,11	0,2	0,04	0,06	1,1	0,06	ND
27/05/92	0,45	0,4		0,1	0,09	0,1	ND	0,08		ND	0,04	1,4	0,025	ND
28/05/92	0,85	0,1			0,09	0,1	ND	0,03		0,07	ND	1	0,025	0,03
29/05/92	0,51				0,13	0,07	ND	ND		0,06	0,07	1,3	0,09	ND
30/05/92	0,52				ND	0,1	ND	ND		ND	0,06	0,9	ND	ND
31/05/92	0,91				ND	0,08	ND	ND		0,13	ND	1,8	ND	0,08
01/06/92	1,1				ND	0,1	ND	ND		0,04	0,13	1,9	0,14	0,13
02/06/92	1,3				ND	0,18	ND	0,16		ND	0,04	2,4	ND	0,26
03/06/92	2				ND	0,31	ND	0,21		ND	ND	1,8	ND	0,35
04/06/92	1,3				ND	0,21	ND	0,15		ND	ND	1,2	ND	0,18
05/06/92	1,3				0,16	0,15	ND	0,08		ND	ND	1	ND	0,09
06/06/92	1,1				0,09	0,17	ND	0,11		ND	ND	0,8	ND	0,12
07/06/92	1,4				ND	0,13	ND	0,08		ND	ND	1,1	0,06	0,06
08/06/92	2,7				ND	0,27	ND	ND		ND	ND	2,1	0,05	0,05
09/06/92	1,3				ND	0,21	ND	ND		ND	ND	1,2	ND	0,07
10/06/92	0,9				ND	0,19	ND	0,15		ND	ND	0,7	ND	0,07

ND : Non détecté

Tableau A.15 (suite) : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1992 à la station de la Barbué (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Carbofuran	Cyanazine	DEA	Diazinon	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
11/06/92	3,5		ND	0,17	ND	ND	ND	ND	1,2	ND	0,05
12/06/92	3,9		ND	0,18	ND	ND	ND	ND	1,5	ND	0,06
13/06/92	3,9		ND	0,18	ND	ND	ND	ND	1,3	ND	0,05
14/06/92	1		ND	0,15	ND	ND	ND	ND	0,6	ND	0,04
15/06/92	0,89		ND	0,13	ND	0,19	ND	ND	0,7	ND	0,06
16/06/92	0,78		ND	0,13	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,04
17/06/92	0,92		ND	0,14	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	0,06
18/06/92	1,34		ND	0,14	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,06
19/06/92	1,38		ND	0,15	ND	ND	ND	ND	1,4	ND	0,06
20/06/92	0,89		ND	0,13	ND	ND	ND	ND	0,9	ND	0,16
21/06/92	1,15		ND	0,14	ND	ND	ND	ND	0,8	ND	0,06
22/06/92	1,27		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	1,1	ND	0,09
23/06/92	0,77		ND	0,1	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	0,08
24/06/92	2,33		ND	0,26	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,1
25/06/92	2,46		ND	0,28	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	0,11
26/06/92	2,65		ND	0,5	ND	0,06	ND	ND	0,5	ND	0,1
27/06/92	1,82		ND	0,27	ND	0,08	ND	ND	0,3	ND	0,07
28/06/92	1,42		ND	0,24	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	0,06
29/06/92	1,32		ND	0,2	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	0,06
30/06/92	1,06		ND	0,17	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	0,06
01/07/92	0,9		ND	0,16	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	0,05
02/07/92	0,54		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	0,1	ND	0,05
03/07/92	0,96		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,06
06/07/92	1,49		ND	0,14	ND	ND	ND	ND	1,4	0,05	0,06
13/07/92	4,7		ND	1,7	ND	0,22	ND	ND	2,5	ND	0,07
20/07/92	1,12	0,2	ND	0,39	ND	0,08	ND	ND	0,4	ND	0,04
27/07/92	0,49		ND	0,21	ND	0,1	ND	ND	0,2	ND	0,03
03/08/92	1,68	0,3	ND	0,91	ND	0,09	ND	ND	0,5	ND	0,09
10/08/92	0,84		ND	0,45	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	0,07
17/08/92	0,29		ND	0,23	ND	ND	ND	ND	0,1	ND	ND
24/08/92	0,16		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
31/08/92	0,2		ND	0,07	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
07/09/92	0,44		ND	0,28	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
21/09/92	0,25		ND	0,2	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
05/10/92	0,23		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
19/10/92	0,21		ND	0,23	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
02/11/92	0,15		ND	0,11	ND	ND	ND	ND	0,1	ND	ND
30/11/92	0,13		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND : Non détecté

Tableau A. 16 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1993 à la station
de la Barbue (Berryman et Giroux, 1994)

Date	Atrazine	Carbofuran	Cyanazine	DEA	Diazinon	Diméthoate	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
11/01/93	0,11		ND	0,09	ND	ND	ND	ND	0,1	ND	0,04
08/02/93	ND		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
08/03/93	ND		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
05/04/92	0,08		ND	0,04	ND	ND	ND	ND	0,1	ND	ND
31/05/93	0,24		ND	0,28	ND	0,08	ND	ND	0,5	ND	ND
02/06/93	1,2		0,05	0,21	ND	0,12	ND	0,08	3,7	0,07	0,05
04/06/93	0,63		0,08	0,19	ND	0,08	ND	ND	1,4	0,15	0,03
07/06/93	1,1		0,08	0,28	ND	0,1	ND	ND	1,1	ND	0,03
09/06/93	0,4		ND	0,18	ND	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
11/06/93	1,3		0,04	0,17	ND	ND	ND	0,08	2,3	ND	0,03
14/06/93	1,1		ND	0,16	ND	0,08	ND	ND	0,6	ND	ND
16/06/93	1		0,06	0,14	ND	ND	ND	ND	0,7	ND	ND
18/06/93	1,1		0,37	0,14	ND	ND	ND	ND	2,1	ND	0,04
21/06/93	7,6		0,12	0,75	ND	ND	ND	ND	11	ND	0,06
24/06/93	3,6		0,13	0,78	ND	ND	ND	ND	4,6	ND	0,15
26/06/93	1,7		0,06	0,43	ND	ND	ND	ND	1,6	ND	0,07
28/06/93	4,5		0,05	0,62	ND	ND	ND	ND	1,6	ND	0,07
30/06/93	2,1		0,19	0,34	ND	ND	ND	ND	1,6	ND	0,04
02/07/93	1,3		0,11	0,45	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,29
07/07/93	0,88		0,04	0,22	ND	ND	ND	0,26	1,4	ND	ND
09/07/93	1,2	0,3	0,09	0,31	ND	ND	ND	0,29	5,5	ND	ND
12/07/93	3,1	0,2	ND	0,48	ND	ND	ND	ND	2,7	ND	0,06
14/07/93	1,6		0,08	0,36	ND	ND	ND	ND	2,9	ND	0,03
16/07/93	0,82	0,2	ND	0,2	ND	ND	ND	ND	0,7	ND	ND
19/07/93	0,48		ND	0,12	ND	ND	ND	ND	0,4	ND	ND
21/07/93	0,36		ND	0,13	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND
23/07/93	0,26		ND	0,08	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
26/07/93	0,34		0,04	0,08	ND	ND	ND	ND	0,6	ND	ND
28/07/93	1,6	1,5	ND	0,58	ND	0,18	ND	ND	2,7	ND	0,28
30/07/93	1,1		0,1	0,36	ND	ND	ND	ND	0,8	ND	0,09
02/08/93	0,92		0,04	0,5	ND	0,13	ND	ND	0,4	ND	ND
04/08/93	0,77		ND	0,37	ND	0,07	ND	ND	0,3	ND	ND
06/08/93	0,477		ND	0,2	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND

ND : Non détecté

A.11 SUIVI DU MENVIQ 1994-1995 (GIROUX *ET AL.*, 1997)

Le suivi s'est poursuivi dans le cadre du même programme qu'en 1992 et 1993. Les rivières suivies dans le bassin de la Yamaska sont les rivières Chibouet (suivi à long terme), Noire et Yamaska. Cette partie du programme vise surtout à vérifier l'évolution de la contamination par les pesticides dans certains cours d'eau échantillonnés en 1992-1993. Des échantillons d'eau souterraine ont également été récoltés dans cette phase (Giroux *et al.*, 1997).

A.11.1. Méthode

Les techniques de laboratoire utilisées sont les mêmes que précédemment et sont décrites à l'Annexe A. Au niveau de l'échantillonnage, la Chibouet a été suivie d'avril à août 1994 et de juin à août 1995. La rivière Yamaska et la rivière Noire ont, quant à elles, été échantillonnées de mai à août 1994 et la Yamaska de juin à juillet 1995.

A.11.2. Résultats du suivi

Les herbicides les plus souvent détectés sont le métolachlore (100 %) et le DEA (99,8 % entre 1992 et 1995). On détecte également de la cyanazine (66,8 %), de la simazine (66,7 %), du dicamba (66,1 %), du 2,4-D (59,1 %), du mécocrop (44,3 %), du MCPA (31,2 %) et de l'EPTC (20,1 %). D'autres produits sont détectés, mais à des fréquences moindres (Giroux *et al.*, 1997). Les résultats détaillés des concentrations en herbicides obtenus lors de cette étude sont présentés aux tableaux suivants (tableaux successifs par rivière étudiée).

Tableau A. 17 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1994 à la station de la rivière Chibouet (Giroux *et al.*, 1997)

Date	2,4-D	Atrazine	Butilate	Cyanazine	DEA	DES	Dicamba	MCPA	MCPPI	Métolachlore	Simazine
04/04/94		0,16		0	0,1					0,1	0
17/04/94		0,22		0	0,19	0,04				0,1	0
01/05/94		0,14		0	0,12	0				0	0
13/05/94		0,13		0	0,09	0				0	0
15/05/94		0,12		0	0,1	0				0,05	0
16/05/94		0,11		0	0,09	0				0,05	0
18/05/94		0,37		0,07	0,16	0,04				0,4	0
20/05/94		0,23		0	0,13	0				0,2	0
24/05/94		0,26		0	0,12	0				0,3	0
26/05/94		0,24	0,03	0	0,11	0				0,27	0
27/05/94		9,9	0,2	0,06	0,48	0,15				9,8	0,4
01/06/94		1,3		0	0,21	0,06				1,5	0,3
02/06/94		1		0	0,21	0,07				1,6	0,6
03/06/94		1,7		0	0,22	0,06				1,8	0,9
05/06/94		2,6		0	0,19	0,06				1,3	0,3
06/06/94		2,4		0	0,19	0,05				1,3	0,3
08/06/94	0,13	13	0,03	0,04	0,97	0,37	5,4	0,22	0	8,4	0,5
10/06/94	0,46	8,4		0	0,86	0,31	3,9	0,14	0	6	0,4
13/06/94	0,34	4,9		0	0,53	0,18	1,7	0,15	0	3	0

Tableau A.17 (suite) : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1994 à la station de la rivière Chibouet (Giroux *et al.*, 1997)

Date	2,4-D	Atrazine	Butilate	Carbaryl	Carbofuran	Cyanazine	DEA	DES	Dicamba	Diméthoate	Diuron	Linuron	Malathion	MCPA	MCPP	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
15/06/94	0,14	3				0,02	0,44	0,16	0,89					0,13	0	1,9		0,1
17/06/94	0,17	8,2				0,06	0,92	0,32	2,8					0,47	0	5,2		0,3
19/06/94		15				0,05	1,3	0,49			0,1	0,09	0,02			11		0,5
20/06/94	0,19	16				0,05	1,5	0,48	3,7		0,1	0,1	0,02	0,62	0	12		0,6
22/06/94		13	0,07	0,015		0,06	1,9	0,61				0,04				6,6	0,02	0,5
27/06/94	0,12	3,1				0,02	0,59	0,17	0,42					0,1	0	1,7		0,2
29/06/94	0,21	4,5				0	1,5	0,39	0,93			0,04		0,12	0	3,4		0,2
04/07/94	0	3,7				0	1,2	0,33	0,27					0	0	2,6		0,1
06/07/94	0	1,3				0	0,5	0,13	0,12					0	0	0,91		0
08/08/94		1,1				0	0,45	0,09								0,77		0
11/07/94	0,08	2,7				0	0,84	0,23	0,12		0,11			0,34	0	2		0,18
13/07/94	0	1,7			0,06	0	0,57	0,14	0,11					0,26	0	0,92		0,05
15/07/94	0	1,1				0	0,45	0,12	0,08					0,08	0	0,65		0,06
18/07/94	0,06	0,91				0	0,42	0,13	0					0	0	0,9		0,02
20/07/94	0,1	1,8				0	0,66	0,24	0,19					0	0	0,73		0,19
22/07/94	0	0,77				0	0,46	0,14	0					0	0	0,82		0,01
25/07/94	0	0,7				0	0,74	0,18	0					0	0	0,71		0,01
27/07/94	0	0,77			0,02	0	0,68	0,17	0					0	0	0,74		0,04
29/07/94	0	0,59				0	0,48	0,1	0					0	0	0,43		0,01
31/07/94	0,11	0,41				0	0,32	0,06	0					0	0	0,26		0
02/08/94	0	0,56			0,02	0	0,4	0,09	0,06	0,015				0	0	0,42		0
05/08/94	0	0,75			0,1	0	0,72	0,15	0					0	0	0,39		0
17/08/94	0	0,24				0	0,21	0,04	0					0	0	0,14		0
19/08/94	0	0,2				0	0,14	0,04	0					0	0	0,11		0
22/08/94	0	0,2				0	0,12	0,04					0,01			0,12		0
24/08/94	0	0,2				0	0,12	0,04								0,11		0,01

Tableau A. 18 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1995 à la station de la rivière Chibouet (Giroux *et al.*, 1997)

Date	2,4-D	2,4-DB	Atrazine	Carbofuran	Cyanazine	DES	DEA	Diazinon	Dicamba	Diméthoate	EPTC	Malathion	MCPA	MCPP	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
04/06/95	0,15		11		0,1	0,25	0,63		2,1		0,02		0,35	0,05	2,5		0,03
06/07/95																0,02	
07/07/95	0,14		3,9		0	0,17	0,5		1				0,24	0	1,4		0,01
09/06/95	0,3		2,6		0	0,13	0,36		0,56				0,36	0	0,8		0
12/06/95	1,3	0,16	1,5		0	0,09	0,26		0,6			0,02	0,15	0	0,6		0
13/06/95	0,51		1,5		0	0,11	0,28		0,52				0,11	0	0,63		0
15/06/95	0,23		1,6		0	0,07	0,22		0,26				0	0	0,56		0
18/06/95	0,22		1,6		0	0,08	0,22		0,31				0,5	0	0,49		0,01
21/06/95	0,32		1,8		0	0,12	0,29		0,26				1,5	0	0,53		0,01
23/06/95	0,49		1,4		0	0,08	0,22		0,09				1,8	0	0,39		0
26/06/95	0,88		1,1		0	0,08	0,21		0,11				1,2	0	0,29		0
28/06/95	0,89		1,2		0	0,08	0,22		0,07				1,2	0	0,29		0
30/06/95	0,82		1,3		0	0,1	0,27		0,06				0,71	0	0,3		0,01
05/07/95	0,45		1,3		0	0,09	0,24		0,05				0,55	0	0,24		0
07/07/95	0,36		1,2		0	0,09	0,24		0				0,33	0	0,21		0,01
10/07/95	0,27		1		0	0,08	0,23		0				0,26	0	0,18		0,01
12/07/95	0,28		0,8		0	0,07	0,19		0				0,17	0	0,13		0
14/07/95	0,21		0,92		0	0,08	0,21		0				0,14	0	0,14		0,01
17/07/95	0,21		0,67		0	0,06	0,16		0				0,13	0	0,1		0
19/07/95	0,17		0,66		0	0,06	0,16		0				0,11	0	0,09		0
21/07/95	0,24		1,2		0	0,07	0,19		0				0,07	0	0,13		0
24/07/95	0,07		3,1	0,02	0	0,31	0,81		0,89				0	0	3,8		0,03
26/07/95	0,07		11		0	0,42	1,2		0,78	0,04			0,05	0	2,1	0,02	0,05
28/07/95	0		6		0	0,36	1,1		0,63				0	0	1,9		0,03
31/07/95	0		3,8		0	0,32	0,97	0,02	0,13				0	0	0,95	0,02	0,03
02/08/95	0		2,6		0	0,32	1,1		0,1				0	0	0,94		0,01
03/08/95	0		1,8		0	0,25	0,86		0,09				0	0	0,7		0,01
06/08/95	0		0,74		0	0,12	0,35		0,06				0,09	0	0,37		0,02
08/08/95	0		1,8		0	0,16	0,57		0				0	0	0,31		0,01
10/08/95	0		1,2		0	0,15	0,57		0				0	0	0,27		0
13/08/95	0		0,58		0	0,08	0,3		0				0	0	0,19		0
15/08/95	0		0,83		0	0,13	0,39		0			0,35	0,17	0	0,59		0
18/08/95	0		0,76		0	0,1	0,35		0			0,02	0	0	0,31		0
20/08/95	0		0,74		0	0,11	0,35		0				0	0	0,26		0
22/08/95	0		0,63		0	0,09	0,3		0				0	0	0,18		0,01
24/08/95	0		0,5		0	0,08	0,26		0				0	0	0,14		0
27/08/95	0		0,62		0	0,09	0,34		0				0	0	0,15		0
29/08/95	0		0,7		0	0,11	0,37		0				0	0	0,15		0
31/08/95	0		0,61		0	0,08	0,33		0				0	0	0,12		0

Tableau A. 19 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1994 à la station de la Yamaska (Giroux *et al.*, 1997)

Date	Atrazine	Butilate	Cyanazine	DEA	DES	EPTC	Linuron	Métolachlore	Métribuzine	Simazine
26/05/94	0,12		0	0,07	0	0,02		0,18		0,03
27/05/94	0,48	0,14	0	0,11	0		0,09	0,6	0,1	0,04
29/05/94	5									
30/05/94	4,3		0,26	0,26	0,08	0,04		6,4		0
01/06/94	0,62		0,1	0,13	0,04			0,9		0,05
20/06/94	4,3		0,34	0,41	0,18	0,01		2,5		0,03
25/06/94	6,7	0,03	0,24	1,3	0,55	0,02		4,2		0,07
29/06/94	5	0,01	0,12	0,83	0,31	0,01		1,8		0,03

Tableau A. 20 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1995 à la station de la Yamaska (Giroux *et al.*, 1997)

Date	2,4-D	Atrazine	Butilate	Carbaryl	Carbofuran	Cyanazine	DEA	DES	Dicamba	EPTC	MCPPP	MCPA	Métolachlore	Simazine
04/06/95	0,16								2		0,08	0,1		
07/06/95	0,14								0,93		0	0		
09/06/95	0,1								0,39		0	0		
12/06/95	0							0,24	0,22		0	0		
13/06/95								0,29						
14/06/95	0,12								0,12		0	0		
16/06/95	0,06								0,09		0	0		
19/06/95	0,05								0,11		0	0		
21/06/95	0,08								0,08		0	0		
23/06/95	0,13								0,06		0	0		
27/06/95	0,09								0,05		0	0		
28/06/95	0,09								0		0,05	0		

Date	2,4-D	Atrazine	Butilate	Carbaryl	Carbofuran	Cyanazine	DEA	DES	Dicamba	EPTC	MCPPP	MCPA	Métolachlore	Simazine
01/07/95	0,06								0		0	0		
04/07/95	0								0		0	0		
05/07/95	0,05								0		0	0		
08/07/95	0								0		0	0		
10/07/95	0								0		0	0		
12/07/95	0								0		0	0		
14/07/95	0								0		0	0		
17/07/95	0								0		0	0		
19/07/95	0								0		0	0		
21/07/95	0								0		0	0		
24/07/95	0,05	1,9	0,01	0,05		0	0,37	0,17	0,07	0,05	0	0	0,77	0,02
26/07/95	0,13								0,17		0,05	0		
28/07/95	0,12								0,13		0	0		
31/07/95	0,69	1,9			0,1	0,04	0,52	0,23	0,09		0,27	0	1,4	0,05

Tableau A. 21 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors de l'échantillonnage de 1994 à la station de la Noire (Giroux *et al.*, 1997)

Date	Atrazine	Butilate	Cyanazine	DES	DEA	EPTC	Métolachlore	Simazine
27/05/94	0,99	0,16	0,04	0,03	0,13	0,04	4,3	0
30/05/94	0,24		0	0	0,06		0,3	0,4
01/06/94	0,21		0	0	0,06		0,3	0
16/06/94	3,7			0,15	0,41			
17/06/94			0,09				1,8	0,02
20/06/94	15	0,01	0,18	0,48	1,3	0,01	7	0,04
22/06/94	2,8		0	0,16	0,35		1,2	0,03

A.12 SUIVI DU MENVIQ 1996-1997 (GIROUX, 1998)

Dans le cadre du programme *St-Laurent-Vision2000*, des rivières du bassin versant de la Yamaska ont été échantillonnées. Ces rivières ont été ciblées en fonction de certaines cultures.

La rivière David a été suivie avec les céréales comme culture cible. De plus, le ruisseau Corbin a fait l'objet d'un suivi pour les cultures cibles de légumes et cultures de conserverie. Des échantillons d'eau souterraine ont également été récoltés dans le cadre de ce suivi (Giroux, 1998).

A.12.1. Pratiques phytosanitaires

Une enquête menée en 1995 auprès de 300 producteurs révèle que les produits les plus utilisés dans les cultures céréalières au Québec sont, dans l'ordre : le MCPA, le glyphosate (non détecté en 1996 avec un seuil de 5 µg/L et non analysé en 1997), le 2,4-DB et le MCPB (Bastien, 1995 selon Giroux, 1998).

A.12.2. Superficies cultivées

Le tableau A.22 présente les superficies cultivées (en hectares et en pourcentage) pour chacun des types de culture sur le territoire de la rivière Yamaska en 1995.

Tableau A. 22 : Superficies cultivées dans le bassin de la Yamaska (MAPAQ, 1995 selon Giroux, 1998)

Culture	Total	Maïs	Céréales	Soya	Vergers	Pois de conserverie	Haricot sec	Haricot de conserverie
Superficie (ha)	226 320	88 282	15 173	8 486	2 014	1 624	1 308	1 062
Pourcentage	100 %	39 %	7 %	4 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1%

La production pomicole est concentrée dans les pôles de St-Michel-de-Rougemont (958 ha), Rougemont (118 ha), St-Paul d'Abbotsford (600 ha), Dunham (540 ha), Ste-Cécile-de-Milton (127 ha) et St-Damasse (126 ha) (MAPAQ, 1993 selon Giroux, 1998).

Les superficies cultivées sont également disponibles par sous-bassin versant de la Yamaska (Delisle *et al.*, 1998 selon Giroux, 1998). Elles sont présentées au tableau A.23.

Tableau A. 23 : Superficies cultivées (ha) par sous-bassin versant de la Yamaska (Delisle *et al.*, 1998 selon Giroux, 1998)

	Yamaska						Pot au	Total
	Yamaska	Sud-Est	Yamaska Nord	Noire	Salvail	David	Beurre	
Grandes cultures	51 665	1 446	2 139	21 768	7 272	9 486	4 411	98 186
Céréales	14 238	397	352	5 827	1 597	3 939	1 245	27 595
Fourrages	29 731	7 226	6 001	38 295	1 847	5 944	3 442	92 486
Fruits	1 595	109	30	658	1	25	13	2 431
Légumes	3 248	25	6	311	343	90	141	4 164
Pomme de terre	115	7	0	9	<1	0	<1	130
Autres	842	24	15	158	0	17	272	1 327
Total	101 433	9 234	8 543	67 024	11 060	19 501	9 524	226 320
Total sous-bassin	175 760	41 490	30 230	158 280	20 610	32 610	20 800	479 760

Pour le ruisseau Corbin, les superficies sont données dans le tableau A.24 ci-dessous.

Tableau A. 24 : Superficies cultivées (ha) dans le bassin versant du ruisseau Corbin (MAPAQ, 1995 selon Giroux, 1998)

Culture	Superficie (ha)
Maïs grain	1 811
Maïs sucré (transformation)	127,5
Maïs sucré (frais)	75
Soya	368
Blé	140
Orge	9,5
Avoine	6,5
Pois secs	17
Pois (transformation)	96
Piment	67
Haricot	44
Tomate	31
Oignon	17
Aubergine	15
Pomme de terres	14
Autres	42

Les municipalités drainées par chaque station d'échantillonnage ont été données à la section A.10.2.

A.12.3. Méthode

Les échantillons sont prélevés trois fois par semaine de fin mai à mi-juillet 1996 et de fin mai à fin juillet 1997. Le traitement des échantillons en laboratoire est décrit à l'Annexe A. Les groupes chimiques de pesticides analysés varient avec la culture ciblée. Ils sont les suivants (Giroux, 1998) :

Céréales : Phénoxyacides, glyphosate (1996 seulement) et triazines;

Légumes et cultures de conserverie : Triazines, organophosphorés, carbamates, pyrèthrinoides, captane et phénoxyacides (1997 seulement).

A.12.4. Résultats du suivi

Dans le sous-bassin du ruisseau David, les herbicides utilisés dans la culture du maïs (atrazine et métolachlore surtout) sont ceux qui sont détectés avec les concentrations les plus élevées. L'atrazine dépasse le critère pour la protection de la vie aquatique ($2 \mu\text{g/L}$) dans 25 à 30 % des échantillons. Dans le même sous-bassin, les herbicides MCPA et 2,4-DB sont également détectés (surtout utilisés dans les céréales). Dans le cas du ruisseau Corbin, l'atrazine et le métolachlore dépassent leurs critères respectifs pour la protection de la vie aquatique. C'est également le cas de la métribuzine et du diuron qui dépassent leurs critères respectivement de 2 et 1 fois au cours de l'échantillonnage. En 1996, de l'azinphos-méthyl a également été détecté avec des concentrations dépassant de 60 à 100 fois son critère pour la protection de la vie aquatique ($0,005 \mu\text{g/L}$). En 1997, ce sont le carbofuran, le carbaryl et le chlorpyrifos qui dépassent leurs critères de protection (soit respectivement $1,75 \mu\text{g/L}$, $0,2 \mu\text{g/L}$ et $0,041 \mu\text{g/L}$ selon Giroux, 1998).

Les tableaux suivants présentent les concentrations obtenues lors de l'étude de Giroux (1998), successivement pour les cours d'eau étudiés.

Tableau A. 25 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1996 dans la rivière David (Giroux, 1998)

Date	2,4-D	2,4-DB	AMPA	Atrazine	Butylate	DEA	DES	Dicamba	Diméthénamide	EPTC	Glyphosate	Linuron	MCPA	Mécocrop	Métolachlore	Métribuzine	Mévinphos	Simazine	Triazines
27-mai-96	-	-	-					0,05			-		-	-					0,26
29-mai-96	-	-	-					0,12			-		-	-					0,32
31-mai-96	-	-	-					0,06			-		-	-					0,31
03-juin-96	-	-	-					0,51			-		-	-					0,68
05-juin-96	0,05	-	-					0,09			-		-	-					0,65
07-juin-96	0,06	-	-					0,14			-		0,07	-					0,67
10-juin-96	0,16	-	-	2,5	0,03	0,26	0,09	1,5	0,1	traces	-	-	0,21	-	2,2	-	-	trace	3,1
12-juin-96	0,06	-	-	1,5	traces	0,2	0,09	0,52	0,1	traces	-	-	0,1	-	1	-	-	trace	1,6
14-juin-96	0,07	-	-					0,37			-		2,6	-					1,2
17-juin-96	0,05	-	-					0,18			-		0,23	-					1,2
20-juin-96	0,25	-	-					0,19			-		0,14	-					0,8
25-juin-96	trace	-	-					traces			-		0,06	-					1,1
27-juin-96	0,06	-	-					0,3			-		0,06	-					0,05
02-juil-06	0,5	0,06	-	7,4	-	1,6	0,68	3	0,69	-	-	0,21	0,45	-	5,6	traces	-	0,12	13
04-juil-06	0,16	-	-	4,8	-	1	0,41	1,9	0,63	-	-	traces	0,17	-	2,2	-	-	0,05	5,7
09-juil-06	0,05	-	-	3	-	0,92	0,36	0,21	0,15	traces	-	-	0,07	-	2,3	-	traces	0,02	3,7
11-juil-06	trace	-	-	2,1	-	0,6	0,22	0,14	traces	-	-	0,22	traces	-	0,99	-	-	0,02	2,4

Tableau A. 27 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1996 dans le ruisseau Corbin (Giroux, 1998)

Date	Atrazine	DEA	Cyanazine	Simazine	DES	Métribuzine	Métolachlore	Diméthénamide	Butilate	Linuron	EPTC	Diuron	Azinphos-méthyl	Carbofuran	Carbaryl	Fonofos	Captane
27-mai-96	0,31	0,35	-	-	-	-	0,81	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
29-mai-96	0,28	0,16	0,06	-	-	-	0,66	-	traces	-	0,08	-	-	-	-	-	-
31-mai-96	0,25	0,13	-	-	-	-	0,53	-	-	-	0,05	-	traces	-	-	-	traces
03-juin-96	0,18	0,13	0,05	-	-	-	0,6	RND	-	-	0,04	traces	-	-	-	-	-
05-juin-96	3	0,5	0,3	traces	0,07	1,3	22	RND	-	2,3	0,19	0,72	0,56	-	-	traces	-
07-juin-96	0,89	0,22	0,06	-	0,05	0,43	3,5	RND	-	0,36	0,19	traces	-	-	-	-	-
10-juin-96	5,7	0,22	0,04	-	-	0,16	14	0,11	-	traces	0,3	-	-	-	-	-	0,1
12-juin-96	0,7	0,17	traces	-	-	0,05	1,7	0,52	-	-	traces	-	-	-	-	-	-
14-juin-96	2,1	0,27	0,04	-	0,03	0,41	4,7	0,09	-	0,2	0,02	-	-	-	-	-	-
17-juin-96	0,88	0,23	traces	-	traces	0,04	1,5	0,06	-	0,08	traces	-	-	-	-	-	-
20-juin-96	0,64	0,19	traces	-	traces	traces	0,99	traces	-	traces	-	-	-	-	-	-	-
25-juin-96	0,51	0,15	traces	-	traces	0,11	0,65	traces	-	traces	traces	traces	-	-	-	-	-
27-juin-96	0,41	0,13	traces	-	traces	0,28	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02-juil-96	0,98	0,17	0,11	-	0,04	0,6	3	traces	-	0,4	-	traces	0,31	-	-	-	-
04-juil-96	0,91	-	-	-	-	0,85	0,87	traces	-	-	-	traces	-	0,15	0,04	-	0,09
09-juil-96	0,4	0,13	traces	-	0,06	0,12	0,67	traces	-	-	-	traces	-	0,08	-	-	0,18
11-juil-96	0,3	0,13	traces	-	0,05	0,07	0,41	traces	-	-	-	-	-	0,06	-	-	0,08

RND : résultat non disponible

Tableau A. 28 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1997 dans le ruisseau Corbin (Giroux, 1998)

Date	2,4-D	Atrazine	Bentazone	Bromoxynil	Captane	Carbaryl	Carbofuran	Chlorpyrifos	Cyanazine	Cyperméthrine	DEA	DES	Diazinon	Dicamba	Diméthénamide	Diméthoate	Diuron	EPTC	Linuron	MCPA	MCPB	Mecocrop	Métribuzine	Métolachlore	Pirimicarbe	Simazine	Trifluraline
29-mai-97	-	0,16	0,08	-	T	-	-	-	T	-	0,1	-	-	0,03	T	-	0,12	0,16	-	-	-	-	-	1,1	-	-	-
02-juin-97	0,03	2,9	-	-	0,05	-	-	-	0,05	-	0,18	0,05	-	0,9	0,02	-	0,08	0,21	-	-	-	-	-	11	-	T	-
04-juin-97	-	0,3	0,05	-	-	-	-	-	-	-	0,11	-	-	0,02	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	0,78	-	-
06-juin-97	-	0,22	0,04	-	-	-	-	-	0,04	-	0,11	-	T	0,05	T	-	-	0,02	T	-	-	-	-	-	0,94	-	-
09-juin-97	-	0,19	0,03	-	-	-	-	-	0,04	-	0,11	T	-	0,05	T	-	-	T	-	-	-	-	-	-	0,75	-	-
11-juin-97	-	0,19	0,06	-	-	-	-	-	0,04	-	0,1	-	T	0,05	T	-	-	T	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-
13-juin-97	-	0,24	0,2	0,01	-	-	-	-	0,05	-	0,11	0,04	-	0,05	T	-	-	0,14	-	0,18	-	-	-	-	0,51	-	-
15-juin-97	0,13	0,73	0,66	-	-	-	-	-	T	-	0,15	0,04	-	0,06	-	-	0,02	-	0,65	-	0,12	-	0,6	-	-	-	-
18-juin-97	0,36	1,3	3,9	0,33	-	T	-	-	0,79	-	0,19	0,07	-	0,69	T	-	T	0,07	-	0,96	-	0,24	T	8,9	-	T	-
20-juin-97	1,1	0,66	5,9	0,38	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	0,12	0,02	-	T	0,1	-	0,9	0,05	0,43	-	1,6	-	-	-
23-juin-97	-	0,4	1,2	0,17	-	-	-	-	0,05	-	0,18	0,05	-	0,4	0,02	-	-	T	-	0,1	-	-	T	1	-	-	0,07
25-juin-97	-	0,2	0,57	0,12	-	-	-	-	T	-	0,14	0,03	-	0,14	T	-	-	0,02	-	0,04	-	-	0,04	0,44	-	-	T
27-juin-97	0,12	0,17	0,35	0,03	-	-	0,04	-	T	-	0,12	0,04	-	0,08	T	-	-	T	-	0,08	-	0,08	-	0,48	-	-	-
30-juin-97	0,05	0,09	0,26	-	-	-	0,08	-	-	-	0,07	-	-	0,04	-	-	-	-	-	0,08	-	0,04	-	0,18	-	-	-
02-juil-97	-	0,11	0,27	T	-	-	0,12	-	-	-	0,08	T	-	0,04	-	-	-	-	0,04	-	0,01	T	0,19	-	-	-	-
04-juil-97	0,09	1,3	2,1	0,1	-	-	8,9	-	0,14	-	0,15	0,06	-	0,03	-	-	0,14	0,03	0,42	0,25	-	0,06	6,1	2,4	-	T	-
07-juil-97	0,06	0,97	0,9	-	-	-	5,2	-	T	-	0,12	0,04	-	0,02	T	-	0,15	T	0,3	0,15	-	-	0,06	0,75	-	-	-
09-juil-97	0,04	0,24	0,77	-	-	-	1,6	-	T	-	0,09	0,03	-	0,03	T	-	T	T	-	0,03	-	0,02	T	0,42	-	-	-
11-juil-97	0,15	1,4	0,94	0,02	-	0,04	0,32	-	0,05	-	0,14	0,05	-	2,5	0,06	-	-	T	0,22	0,68	-	0,13	0,15	1,9	-	-	-
14-juil-97	T	0,26	0,79	-	-	-	2,3	-	-	-	0,09	T	-	0,08	T	-	T	T	-	0,04	-	0,03	T	0,41	-	-	-
16-juil-97	0,05	1,6	2,1	0,06	-	0,07	1,2	-	0,05	-	0,31	0,12	-	0,29	T	-	0,21	T	0,68	0,1	-	-	0,2	1,9	-	-	-
18-juil-97	T	0,21	0,84	-	-	0,35	1,1	-	-	-	0,12	0,04	-	0,07	-	-	T	-	-	0,05	-	-	T	-	-	-	-
21-juil-97	-	0,15	0,41	-	-	T	0,73	-	-	-	0,09	-	-	0,02	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	0,35	-	-	-
23-juil-97	-	0,14	0,37	-	-	-	0,82	-	-	-	0,09	0,04	-	0,02	-	-	-	-	-	T	-	-	-	0,22	-	-	-
25-juil-97	-	0,14	0,31	-	-	-	0,13	0,03	-	T	0,09	0,04	-	T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-
28-juil-97	-	0,14	-	-	-	-	0,73	0,09	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	-	-	-
31-juil-97	-	0,11	-	-	-	-	0,19	0,12	T	-	0,06	0,05	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-
01-août-97	-	0,12	-	-	-	-	0,3	0,04	-	-	0,04	-	-	-	0,03	-	T	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-
04-août-97	-	0,17	-	-	-	-	0,38	0,04	-	-	0,07	0,04	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23	-	-	-
07-août-97	-	-	-	-	-	-	0,1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
11-août-97	-	0,51	-	-	-	-	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-	-	0,59	-	-	-
14-août-97	-	0,48	-	-	-	0,88	0,44	-	-	-	0,13	0,08	-	-	-	0,26	1,8	-	1,5	-	-	-	0,09	1,5	-	-	-
18-août-97	-	1,5	-	-	-	0,62	0,82	-	-	-	0,16	0,06	-	-	0,02	1,9	0,32	-	0,45	-	-	-	0,1	1,5	T	-	-
21-août-97	-	0,31	-	-	-	0,04	0,64	-	-	-	0,08	-	-	-	0,02	0,64	0,33	-	-	-	-	-	0,04	1	-	-	-

T : traces

Des échantillons ont également été récoltés à trois reprises à la source et à l'embouchure du ruisseau Corbin en 1997 (Tableau A.29).

Tableau A. 29 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) obtenues lors des échantillonnages de 1997 à la source et à l'embouchure du ruisseau Corbin (Giroux, 1998)

Date	29-mai		02-juillet		04-août	14-août
	Source	Embouchure	Source	Embouchure	Embouchure	Source
2,4-D	–	0,06	traces	0,06	–	–
Atrazine	traces	0,17	0,15	0,61	0,12	–
Bentazone	–	0,08	4,5	0,08	–	–
Bromoxynil	–	traces	0,06	traces	–	–
Captane	–	–	–	–	–	–
Carbaryl	–	–	–	–	–	–
Carbofuran	–	–	–	–	–	0,67
Chlorpyrifos	–	–	–	–	–	–
Cyanazine	–	–	–	traces	–	–
Cyperméthrine	–	–	–	–	–	–
DEA	traces	0,08	0,05	0,14	0,05	–
DES	–	traces	–	0,04	traces	–
Diazinon	–	–	–	–	–	–
Dicamba	0,02	0,4	0,02	0,4	–	–
Diméthénamide	–	traces	–	0,08	–	–
Diméthoate	–	–	–	–	–	–
Diuron	–	0,08	–	–	–	–
EPTC	–	0,19	traces	–	–	–
Linuron	–	–	–	–	–	–
MCPA	–	–	traces	–	–	–
MCPB	–	–	–	–	–	–
Mecocrop	–	–	–	–	–	–
Métolachlore	–	1,1	0,69	0,43	0,19	traces
Métribuzine	–	–	0,2	–	–	–
Pirimicarbe	–	–	–	–	–	–
Simazine	–	–	–	traces	–	–
Trifluraline	–	–	–	–	–	–

A.13 SUIVI DU MENVIQ 1999, 2000 ET 2001 (GIROUX, 2002)

A.13.1. Description du suivi

Ce suivi a été effectué dans le cadre de la Phase III du programme du *Plan d'action St-Laurent*. L'objectif de ce programme était de « vérifier l'évolution à long terme de la contamination par les pesticides dans les régions où le maïs et le soya occupent des superficies importantes » (Giroux, 2002).

A.13.2. Superficies cultivées

Dans le bassin de la rivière Chibouet, le maïs couvre 37 % des superficies cultivées et le soya 7 % (Giroux, 2004). Dans le ruisseau déversant du lac, la superficie en verger représente 54 % de la superficie totale du bassin (Giroux, 2004). La superficie du bassin du ruisseau Corbin en culture maraîchère est de 18 % (Giroux, 2004).

Le tableau A.30 présente les superficies et les pourcentages des types de culture en amont des stations d'échantillonnage de la Yamaska et de la Chibouet. Ces données sont celles utilisées lors du suivi environnemental effectué en 2001 par le ministère de l'Environnement du Québec (Giroux, 2002, d'après Statistiques Canada, 1996).

Tableau A. 30 : Répartition des superficies cultivées en amont des stations d'échantillonnage utilisées lors de l'étude (Statistiques Canada, 1996 selon Giroux, 2002)

	Yamaska		Chibouet	
	km ²	%	km ²	%
Maïs	1135,3	25,2	54,7	36,5
Soya	243,6	5,4	10,7	7,1
Autres cultures en rangs	107,4	2,4	0,5	<0,1
Céréales	171,7	3,8	8,1	5,4
Fourrages	570,9	12,6	16,2	10,8
Autres cultures	31	0,7	0,08	<0,1
Superficie totale cultivée	2260	50,1	90,2	60,1
Superficie totale	4510		150	

La figure A.3 présente la répartition des superficies cultivées dans le bassin de la Yamaska, ceci par type de culture en 1997.

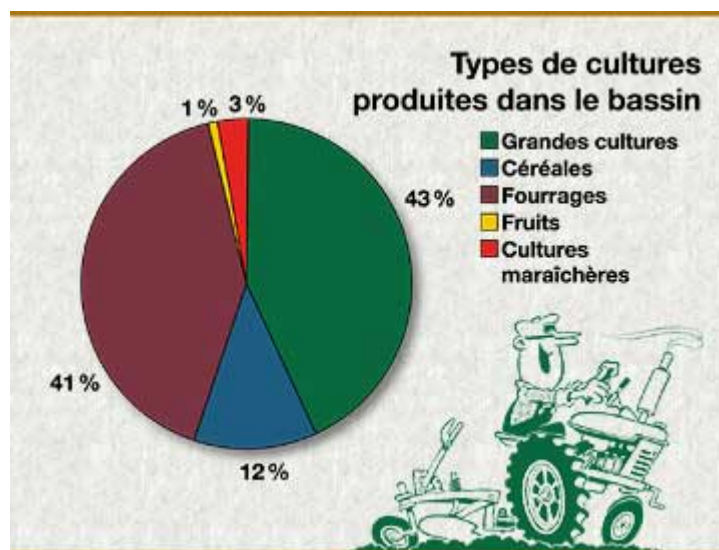


Figure A. 3 : Répartition des superficies cultivées dans le bassin de la Yamaska (MDDEP, 1997)

A.13.3. Résultats du suivi

À l'embouchure de la Yamaska, en 1999, 11 % des échantillons dépassent les critères de protection des espèces aquatiques. De ces dépassements, 5 % sont attribuables à l'atrazine. Les autres herbicides dépassant ce critère sont le chlorpyrifos et le diazinon. En 2001, aucun échantillon ne dépasse les critères. À la même station, depuis 1994, le nombre d'échantillons dépassant le critère de protection de la vie aquatique de 2 µg/L d'atrazine est en diminution (Giroux, 2002).

Dans la rivière Chibouet, l'atrazine dépasse son critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique dans 11 à 28 % des échantillons. Pour les autres herbicides étudiés, les dépassements ne sont qu'occasionnels. En 2001, la rivière Chibouet a enregistré les plus fortes concentrations d'atrazine et de métolachlore mesurées depuis le début du programme (1992), soit 30 µg/L pour l'atrazine et 40 µg/L pour le métolachlore (Giroux, 2002).

Dans la rivière Chibouet, certains insecticides sont détectés occasionnellement avec des concentrations supérieures aux critères de qualité de l'eau : le diazinon, le chlorpyrifos et le malathion.

Les graphiques suivants (Figures A.4 à A.6) montrent les concentrations mesurées de certains pesticides dans la rivière Chibouet en 1999, 2000 et 2001.

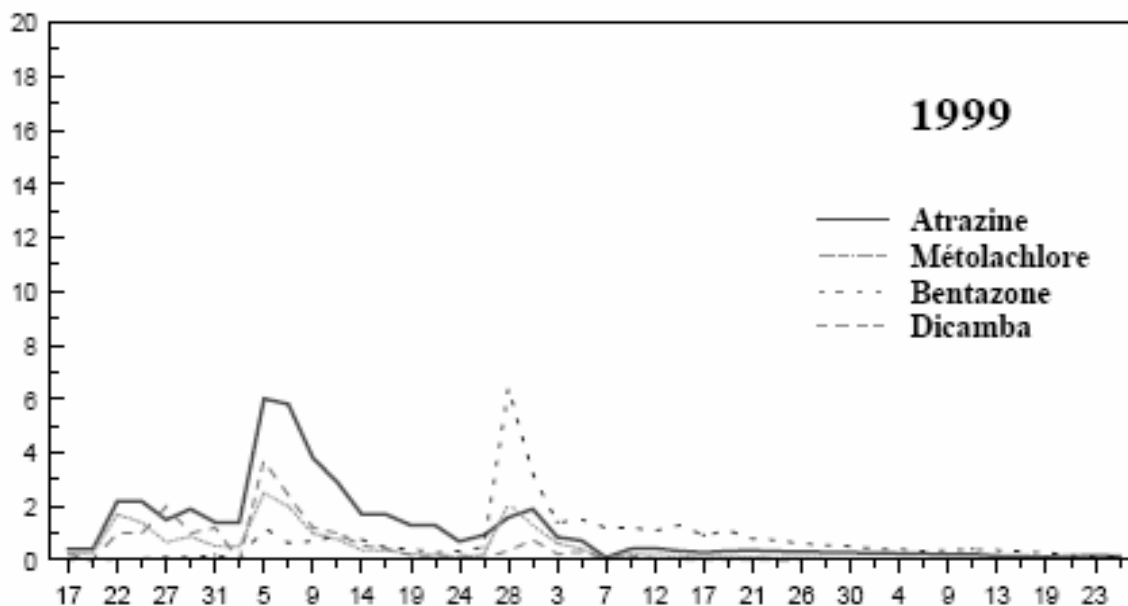


Figure A. 4 : Concentrations mesurées ($\mu\text{g/L}$) à la station de la rivière Chibouet en 1999 (Giroux, 2002)

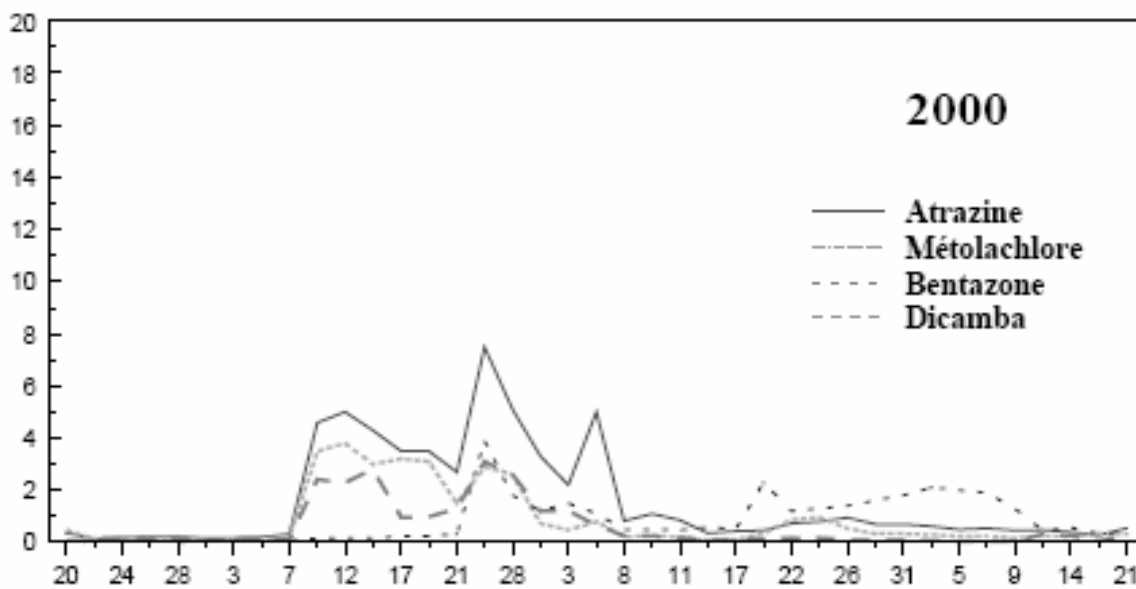


Figure A. 5 : Concentrations mesurées ($\mu\text{g/L}$) à la station de la rivière Chibouet en 2000 (Giroux, 2002)

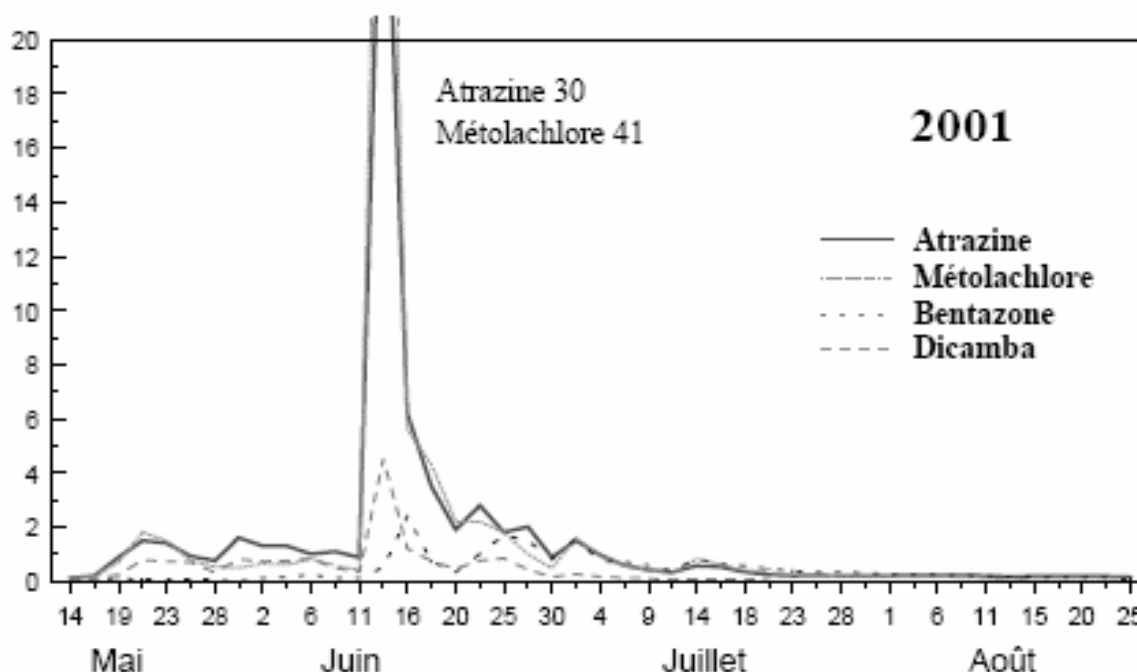


Figure A. 6 : Concentrations mesurées ($\mu\text{g/L}$) à la station de la rivière Chibouet en 2001 (Giroux, 2002)

Les résultats détaillés sont présentés à l'Annexe E pour la rivière Chibouet (1999, 2000 et 2001) et la rivière Yamaska (1999 et 2001). Les fréquences de détection des pesticides sont également présentées (Annexe F) ainsi que les fréquences de dépassement du critère pour la vie aquatique (Annexe G). La pluviométrie (Chibouet) est présentée à l'Annexe H.

A.14 SUIVI DU CSL EN COLLABORATION AVEC LE MDDEP ET LE CEAEQ EN 2003 ET 2004

En 2003 et 2004, une collaboration de suivi environnemental a été établie entre le CSL, le MDDEP ainsi que le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Ce suivi a été effectué dans le cadre du projet : *Présence de pesticides dans les eaux du fleuve St-Laurent et de ses tributaires*. Les rivières Yamaska, St-François, Nicolet ont été échantillonnées à leur embouchure. Il y a également une station dans le fleuve. Les résultats bruts de ce suivi ne semblent pas être encore accessibles au public au moment de la rédaction du présent rapport. Cependant, il est possible d'obtenir, sur le site Internet www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf044_f.html, les fréquences de détection des pesticides suivis pour les quatre stations étudiées. Elles sont présentées au tableau A.31.

Tableau A. 31 : Fréquence de détection des pesticides dans la Yamaska (2003 et 2004)

HERBICIDES	Fréquence (%)	FONGICIDES	Fréquence (%)	INSECTICIDES	Fréquence (%)
2,4-D	<10	Clorothalonil	11 à 30	Azinphos-méthyl	–
2,4-DB	–	Myclobutanil	–	Bendiocarbe	–
2,4,5-T	–			Carbaryl	–
Atrazine	>30			1-naphtol	–
DEA	>30			Carbofuran	–
DIA	11 à 30			Chlorfenvinphos	–
Bentazone	>30			Chloroxuron	–
Bromoxynil	11 à 30			Chlorpyrifos	–
Butylate	–			Diazinon	–
Chlopyralide	11 à 30			Dichlorvos	–
Cyanazine	–			Diméthoate	11 à 30
Dicamba	>30			Disulfoton	–
Dichlorprop	–			Diuron	–
Diclofop méthyl	–			Fénitrothion	–
Diméthénamide	>30			Flumetsulam	<10
Dinosèbe	–			Fonofos	–
EPTC	–			Imazétaphyr	11 à 30
Fénoprop	–			Linuron	–
MCPA	11 à 30			Malathion	–
MCPB	–			Méthidathion	–
Mécocrop	>30			Méthyl-parathion	–
Métolachlore	>30			Mévinphos	–
Métribuzine	11 à 30			Nicosulfuron	11 à 30
Piclorame	–			Parathion	–
Simazine	11 à 30			Phorate	–
Triclopyr	–			Phosalone	–
Trifuraline	–			Rimsulfuron	–
				Tébuthiuron	–
				Terbufos	–

Lors de ce suivi, les valeurs de concentrations d'atrazine dans les échantillons récoltés dépassaient dans 7 % des cas le critère de la protection de la vie aquatique.

A.15 CONCLUSION SUR LES ÉTUDES DE SUIVI DES PESTICIDES EN RIVIÈRE RÉALISÉES DANS LE BASSIN VERSANT DE LA YAMASKA

On peut conclure que la Yamaska a fait l'objet d'un suivi particulièrement important en ce qui a trait aux produits phytosanitaires et ce, depuis plus de trente ans. Évidemment, les techniques d'échantillonnage, les techniques d'analyse en laboratoire ainsi que l'information connexe à la prise de données (comme par exemple les pratiques phytosanitaires), ont grandement varié aux cours de cette période et il est donc difficile de comparer les résultats entre eux de manière très rigoureuse. Il est à noter que les études plus récentes, comme celles du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) présentent une densité d'information importante, des fréquences d'échantillonnage élevées et des techniques performantes d'analyse en laboratoire.

Si on se base sur ces études (Rondeau 1989-1991 et MDDEP 1992-2001), on peut tout de même mettre en évidence des tendances dans l'évolution des concentrations en pesticides. Ainsi, dans le cas de l'atrazine, la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente l'évolution de la fréquence de dépassement du critère de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques dans la rivière Chibouet. Ce critère est de 0,78 µg/L.

On observe que la fréquence de dépassement du critère est plus basse depuis l'année 2000, ce qui semble indiquer une amélioration de la qualité de l'eau. La même tendance est également observée dans les autres affluents de la Yamaska (Des Hurons, Saint-Régis, Saint-Zéphirin) (Giroux, 2002). On observe également une baisse significative des concentrations en atrazine, qui pourrait être due à la diminution de l'utilisation de l'atrazine au cours des dernières années. Cette tendance s'observe également dans le cas de la cyanazine, de la simazine ainsi que pour les produits de dégradation de l'atrazine (Giroux, 2002).

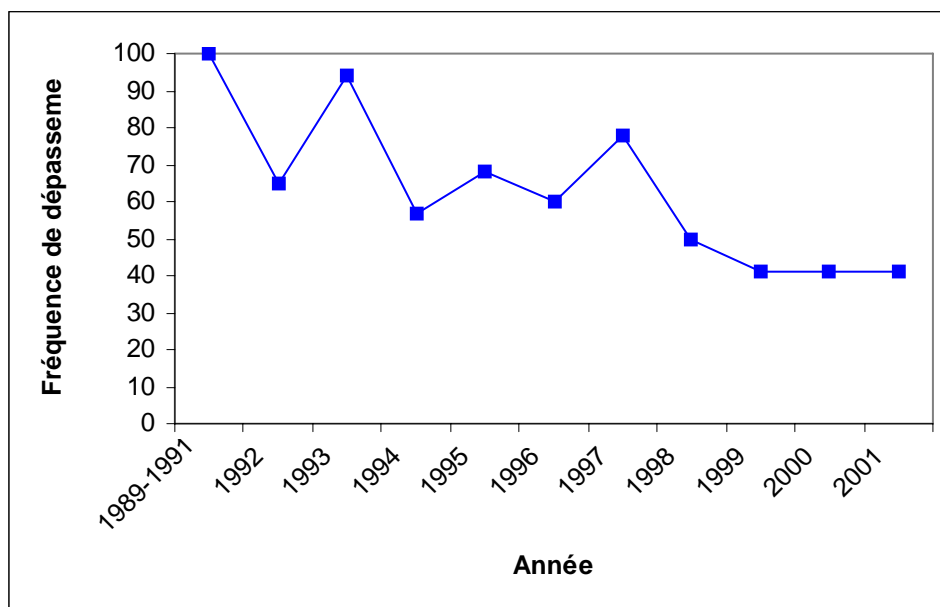


Figure A. 7 : Évolution de la fréquence de dépassement du critère pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques pour l'atrazine dans la rivière Chibouet de 1989 à 2001

L'inventaire des pratiques phytosanitaires présenté au chapitre suivant devrait permettre de déterminer si cette tendance pourrait être due à une orientation plus raisonnée des pratiques agricoles.

La problématique des pesticides dans la Yamaska est primordiale car il s'agit de l'un des bassins versants à vocation agricole les plus affectés au Québec au niveau de la qualité de l'eau : les impacts (éco)toxicologiques sur les organismes aquatiques et sur la santé humaine demeurent alors une préoccupation importante.

ANNEXE B. ENQUÊTE SUR LES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE YAMASKA

La présente section fait état de la méthode et des résultats de l'enquête qui a été menée chez les détaillants de produits phytosanitaires de la région de la rivière Yamaska. Quelques conseillers ont également été contactés lors de cette enquête.

B.1 MÉTHODE DE L'ENQUÊTE

L'enquête a été effectuée par des entrevues téléphoniques volontaires réalisées auprès des intervenants du milieu. Dans les cas où les gens n'ont pu être rejoints par téléphone, un courriel électronique leur a été adressé.

L'entrevue se déroulait comme suit :

Dans un premier temps, l'intervenante se présentait : Emmanuelle Caron, étudiante à l'INRS-ETE. Par la suite, elle disait aux gens qu'elle cherchait à déterminer des pratiques actuelles d'épandage de pesticides typiques pour le bassin versant de la Yamaska. Les gens étaient par la suite libres de ne pas répondre, de répondre maintenant, ou de fixer un rendez-vous téléphonique pour un moment qui leur conviendrait mieux. Les produits phytosanitaires mentionnés ci-après sont ceux dont les gens se souviennent et donc présumés avoir été utilisés dans le cadre des activités d'épandage lors des années ayant récemment précédées l'entrevue, par exemple 2004 et 2005.

Sauf indication contraire, les taux d'application et les formulations chimiques sont celles de l'étiquette du fabricant. En effet, lors des entrevues, les gens mentionnaient souvent, quand on leur demandait le taux d'application, qu'il s'agissait de celui de l'étiquette du fabricant. Il s'agit du taux d'application de la formulation commerciale.

L'objectif était donc de connaître les produits et taux utilisés sur les diverses cultures.

B.2 RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE

B.2.1. chez les distributeurs

B.2.1.1 Agrocentre Ste-Hyacinthe

A) Dans le maïs

- *Glyphosate* 1 L/ac¹ (soit 2,48 L/ha) dans le maïs en post-levée.
- *Liberty* (Glufosinate d'ammonium à 18,19 %), 28 à 34 onces/acre (soit 2 à 2,34 L/ha).
- *Atrazine* 0,5 lb/ac¹ (soit 0,092 kg/ha).
- *Dual* (atrazine + métolachlore), 550 g/ac¹ (soit 1,36 kg/ha) de métolachlore.
- *Callisto* (Mésotrène 480 g/L), 0,12 L/ac¹ (soit 0,3 L/ha).

B) Dans les céréales

- *Buctril* (Bromoxynil – ester d'acide octanoïque - 33,4 %), 1 à 1,2 pint/ac (soit 1,17 à 1,4 L/ha).

B.2.1.2 Semco, Ste-Rosalie

A) Dans le maïs

- Le plus vendu : *Option* (Foramsulfuron 35 %), 1,5 onces/ac (soit 0,109 L/ha).
- *Accent* (Nicosulfuron 75 %), 0,33 à 0,66 once/ac (soit 24 à 48 mL/ha).
- *Primextra II Magnum* (313 g/L atrazine et 400 g/L métolachlore), 1,2 à 1,6 L/ac (2,97 à 3,96 L/ha).
- *Callisto* (Mésotrène 480 g/L), application en pré-levée à 300 mL/ha et en post-levée à 210 mL/ha.

¹ Taux obtenu en entrevue

B) Dans le soya et le maïs

- Le plus vendu : *Assure* (Quizalofop-p-éthyl 10,3 %), 12 à 16 onces/ac (soit 0,88 à 1,17 L/ha).
- *Liberty* (Glufosinate d'ammonium 18,19 %), 28 à 34 onces/ac (soit 2 à 2,34 L/ha).
- *Cygon* (très peu utilisé) (Diméthoate 23 %), 340 à 360 mL/ac (soit 841,6 à 891,1 mL/ha).

B.2.1.3 Comax, St-Hyacinthe

A) Dans le maïs

- *Primextra* + *Callisto* en mélange (2,5 L/ha Primextra avec 0,3 L/ha¹ Callisto) appliqué tôt en saison (Primextra II Magnum = 313 g/L atrazine et 400 g/L métolachlore ; Callisto = 480 g/L mésotrione).
- *Converge* (Converge Pro Isoxaflutole 480 g/L), appliqué en pré-levée : 165 à 220 mL/ha.
- *Option* + *Distinct* en mélange (*Option* : 35 % de foramsulfuron ; *Distinct* : diflufenzopyr sel de sodium 20 % et dicamba sel de sodium 50 %), 1,5 pint/ac *Option* (soit 1,76 L/ha) et 4 à 6 onces/ac (soit 293 à 439 mL/ha) *Distinct*, appliqué plus tardivement.
- *Ultim* (*Ultim* 75 DF : rimsulfuron 37,5 % + nicosulfuron 37,5 %), appliqué plus tardivement à 33,7 g/ha.
- *Accent* (Nicosulfuron 35 %), appliqué plus tardivement de 0,33 à 0,66 once/ac (soit 24 à 48 mL/ha).
- *Banvel* + *Marksman* en mélange (proportions non-disponibles) (*Banvel* : dicamba 480 g/L et *Marksman* : 132 g/L dicamba + 252 g/L atrazine), appliqué plus tardivement.
- *Frontier* + *Marksman* en mélange (*Frontier* : diméthénamide 900 g/L et *Marksman* : 132 g/L dicamba + 252 g/L atrazine), 1,1 à 1,4 L/ha de *Frontier* et 3,7 à 4,5 L/ha de *Marksman*.
- *Glyphosate* (RoundUp), appliqué jusqu'à 8 feuilles.
- *Liberty* + *Atrazine* (*Liberty* : glufosinate d'ammonium 18,19 % et *Atrazine* : 480 g/L d'atrazine), appliqué très tardivement : 1,5 à 2,5 L/ha de *Liberty* et 2,34 L/ha d'atrazine.

¹ Taux obtenu en entrevue

B) Dans le soya

- *Pursuit* (Imazethaphyr 240 g/L d'équivalent acide), 210 mL/ha.
- *Basagran* (Bentazone 480 g/L), 1,75 L/ha.

*B.2.1.4 Agrocentre, St-Pie*A) Dans le maïs

- *Primextra* + *Callisto* en mélange (*Primextra* : 313 g/L atrazine + 400 g/L métolachlore; *Callisto* : mésotrinoine 480 g/L). Application : *Primextra* 1,4 L/ac¹ (soit 3,47 L/ha) et *Callisto* 0,12 L/ac¹ (soit 0,3 L/ha). Un gros vendeur.
- *Liberty* (*Liberty* : Gluphosinate d'ammonium 18,19 %), 0,8 L/ac (soit 1,98 L/ha)¹ ou 1 L/ha). Un autre gros vendeur.
- *Frontier* + *Marksman* en mélange (*Frontier* : diméthénamide 900 g/L ; *Marksman* : dicamba 132 g/L et atrazine 252 g/L). Application du mélange à 0,45 L/ac¹ (soit 1,11 L/ha) de *Frontier* et 1,2 L/ac¹ (2,97 L/ha) de *Marksman*.
- *RoundUp* (*RoundUp Weathermax* : sel de potassium de glyphosate 49 %). *Weathermax* à 0,67 L/ac¹ (soit 1,65 L/ha).

Le représentant mentionne que, sur leur territoire, il estime qu'environ 30 à 40 % du maïs est du maïs « RoundUp Ready ». Ce pourcentage peut, selon lui, atteindre 50 à 60 % dans la région de Farnham. Le « RoundUp » est donc un gros vendeur.

- *Option* + *Distinct* en mélange (*Option* : foramsulfuron 35 % et *Distinct* : sel de sodium de diflufenzophyr à 20 % et sel de sodium de dicamba à 50 %). Application en mélange de 1,5 pint/acre d'*Option* (soit 1,76 L/ha) et de 4 à 6 onces/acre de *Distinct* (soit 293 à 439 mL/ha).

B) Dans le soya

- *Champs propres* ou *Cleansweep* (Imazéthaphyr 240 g/L), 1 bidon traite 4 ha ou 10 ac¹ (soit 312 à 420 mL/ha).

Le territoire de ce centre de vente est délimité par le polygone des municipalités de St-Pie, Upton, St-Valérien, Marieville et de Ste-Hélène.

¹ Taux obtenu en entrevue

B.2.2. chez les conseillers

Les clubs de fertilisation ne conservent pas ou très peu de données en ce qui a trait aux pratiques phytosanitaires. Cette enquête révèle en premier lieu une utilisation très importante du « RoundUp » (glyphosate), principalement dans les cultures « RoundUp ready ».

B.2.2.1 Dans le maïs

- *RoundUp*.
- *Converge* (Converge Pro : Isoxaflutole 480 g/L), 165 à 220 mL/ha.
- *Liberty* (Glufosinate d'ammonium 18,19 %), 28 à 34 onces/ac (soit 2 à 2,34 L/ha).
- *Banvel* (dicamba 480 g/L), taux recommandé dans le maïs : 1,25 L/ha.

B.2.2.2 Dans le soya

- *Roundup ready*.
- En plus du Roundup, les produits utilisés sont du Dual et du Banvel en pré-levée aux taux recommandés.

À la fois dans le maïs et le soya, on utilise également du *Pardner*, du *Buctril-M* et du *Prowl*. En post-levée, on utilise également de l'*Ultim* et de l'*Accent* (en dose réduite depuis une dizaine d'années) :

- *Pardner* (esther de bromoxynil 280 g/L), 1 à 1,2 L/ha.
- *Buctril-M* (Bromoxynil 280 g/L + MCPA esther-2-éthylehexyle 280 g/L), 1 L/ha.
- *Prowl* (pendiméthaline 37,5 %), 2 à 4 pint/ac (2,34 L/ha à 4,68 L/ha).

B.2.2.3 Dans les céréales

On utilise très peu d'herbicides dans les céréales, dont le *MCPA* et le *2,4-D*. On utilise aussi du *Buctril-M* à dose réduite, mais pas dans le cas des céréales grainées.

- *MCPA* (sel esther 500 g/L), 700 mL/ha.
- *2,4-D* (2,4-DB amine 500 = 270 g/L diméthylamine), 0,7 à 1,1 L/ha.

B.2.2.4 Dans les pâturages

Pas de traitement phytosanitaire.

B.2.3. Dates d'application

La période d'application des herbicides s'étend généralement du début ou de la mi-mai, pour les herbicides hâtifs, jusqu'à la mi-juin pour les herbicides utilisés à un stade de croissance plus avancé (voir *Comax St-Hyacinthe* pour des indications). Par contre, la période d'application est grandement influencée par les conditions météorologiques qui, elles-mêmes, ont un impact important sur le drainage des sols et la croissance du maïs.

B.2.4. Dans les vergers, Club Pro-Pomme

Dans les vergers, une diversité de pesticides (herbicides, insecticides, fongicides et rodenticides) est utilisée. Ainsi, il est difficile de déterminer des pratiques typiques dans les vergers du bassin versant de la rivière Yamaska. Par contre, grâce aux données du *Club Pro-Pomme* de l'année 2002 (d'autres années sont également disponibles), il est possible de déterminer les produits qui sont les plus utilisés en termes de taux d'application :

- *Polygram DF* (fongicide) : Metiram 80 %, 6 kg/ha.
- *Dithane DG* (fongicide) : Mancozèbe 75 %, 1,5 à 2 kg/ha.
- *Captan* (fongicide) (*Captan Supra 80 WDG* : captan 80 %), 3,75 kg/ha.
- *Gramoxone* (paraquat 200 g/L), 5,5 L/ha dans les vergers.
- *Lannate LV* (methomyl 29 %), 1,5 à 3 lb/ac.
- *Guthion* (insecticide) : Azinphos-méthyl (O,O diéthyl S-[4-oxo-1,2,3 benzotriazin-3 (4-H-yl) méthyl] phosphorodithioate) 50 %, 2 à 3 lb/ac.

B.2.5. Données pour le Québec

Des données d'utilisation et de vente des produits sont également disponibles pour le territoire québécois. Par exemple, les compagnies d'assurances agricoles gardent souvent des données. De plus, des données de vente sont également disponibles au ministère de l'Environnement du Québec (madame Isabelle Gorse), actuellement le ministère du Développement durable et des Parcs (MDDEP). Ces données proviennent directement des compagnies et sont déjà

regroupées par famille chimique pour le Québec. Un délai de quatre ans est imposé entre ces données de vente et leur publication à des fins publiques.

B.3 CONCLUSION DE L'ENQUÊTE

Le vaste territoire du bassin versant de la rivière Yamaska entraîne une diversité de pratiques phytosanitaires au niveau des produits et des matières actives utilisées, en plus d'une variation importante dans les taux et parfois des dates d'application. De plus, le manque de données structurées (bases de données ou autre) entraîne des complications au moment de déterminer des pratiques phytosanitaires typiques de ce territoire agricole.

Par contre, on peut quand même faire ressortir quelques points importants :

1- **Canola** : il y a très peu de canola (et donc de produits utilisés dans le cadre du traitement phytosanitaire de cette culture) dans le bassin versant de la Yamaska.

2- **Pâturages** : il y a très peu de produits phytosanitaires employés.

3- **Céréales** : on utilise généralement peu d'herbicides. Lorsqu'ils sont utilisés, il s'agit généralement de MCPA, de 2,4-D, de Buctril-M et Buctril.

4- **Soya** : le soya portant le gène « RoundUp ready » est traité principalement avec du « Round Up ». Également, dans cette culture, on note une diversité importante dans les produits utilisés. On peut dire que les produits, autres que le « RoundUp », qui semblent être les plus couramment utilisés sont à base de bromoxynil (Pardner et Buctril-M) ou à base de sulfonyles comme le nicosulfuron et le rimsulfuron (Accent et Ultim). Par contre, l'emploi de produits comme Prowl, Cleansweep, Pursuit, Basagran, Assure et Liberty, en plus de l'insecticide Cygon (peu utilisé), n'est pas à négliger.

5- **Pommiculture** : bien qu'occupant de petites surfaces comparativement aux grandes cultures, cette culture est un utilisateur important de pesticides de toutes catégories (principalement des fongicides et des insecticides). Les quantités de pesticides utilisées sont importantes de par la diversité des produits, mais également par les taux d'application de ces produits (souvent de l'ordre du kg/ha).

6- **Maïs** : sans contredit la culture la plus intéressante à suivre. Tout d'abord, il faut noter la proportion importante des hybrides de maïs portant le gène « RoundUp ready ». Ces hybrides sont dans la plupart des cas traités au « RoundUp » (glyphosate). Dans les autres cas, on note l'utilisation d'une diversité de produits (et de matières actives). Ces produits regroupent, entre autres, des produits contenant de l'atrazine (atrazine, Dual, Primextra et Marksman), du

métolachlore (Dual et Primextra) ou du dicamba (Marksman, Distinct et Banvel). On retrouve également toute la gamme des sulfonilurés – nicosulfuron, foramsulfuron et rimsulfuron (Option, Accent et Ultim). Finalement, d'autres substances actives sont également employées comme le glufosinate (Liberty), la mésotrène (Callisto), l'isoxaflutole (Converge), le diméthénamide (Frontier) et le diflufenzophyr (Distinct). Bref, on parle d'environ onze matières actives qui sont couramment utilisées dans le cadre de la culture intensive du maïs dans le bassin versant de la rivière Yamaska.

ANNEXE C. ENQUÊTE SUR LES PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUES (PGB)

La présente section relate les résultats de l'enquête qui a été menée afin de déterminer les principales Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB) mises en œuvre dans le territoire du bassin versant de la Yamaska. Ils sont principalement tirés du Rapport BPR inc. (2005). Le but de ce chapitre n'est pas de réaliser une liste exhaustive des PGB théoriquement applicables aux cultures et aux conditions pédoclimatiques du bassin de la Yamaska. À l'opposé, il vise à identifier des PGB réellement appliquées et/ou potentiellement utilisables dans le *présent contexte agro-industriel et social*. Parmi ces PGB réellement et/ou potentiellement appliquées dans le bassin versant de la Yamaska, citons :

- L'accès des animaux aux cours d'eau;
- L'utilisation réduite des quantités ou des doses de pesticides;
- L'entretien de la machinerie pour l'application de pesticides;
- L'implantation de bandes riveraines atténuatrices;
- La lutte intégrée aux plantes adventices, et :
- Le type de travail primaire du sol (influençant le ruissellement de surface).

C.1 RAPPORT BPR (2005)

Selon les données fournies par l'UPA, recueillies dans le rapport BPR (2005), en Montérégie Est, en 1998, 37 % des **unités animales avaient accès à un cours d'eau**. En 2003, ce pourcentage était de 34 % \pm 8,5 %. En Montérégie Ouest, cette proportion est légèrement inférieure : 22,5 % en 1998 et 15 % \pm 6,5 % en 2003 (BPR, 2005). Selon ces résultats, il semble que l'accès des animaux aux cours d'eau diminue modérément, ce qui constitue une tendance positive pour cet aspect agro-environnemental.

En 1998, en Montérégie Est, on estime que 70 % des **superficies en culture avaient reçu des pesticides**. En 2003, ce nombre était très légèrement supérieur, soit 75 % \pm 1 %. En Montérégie Est, en 1998, il y avait 76 % des superficies cultivées qui recevaient des herbicides. En 2003, ce pourcentage est en baisse à 66 % \pm 6 % (BPR, 2005). Ainsi, et globalement, il semblerait que les superficies en culture traitées par les pesticides soient peu différentes avec le temps durant cette période d'observation.

Pour ce qui est de la tenue à jour d'un registre des applications, le pourcentage des entreprises ayant adopté cette pratique est en hausse dans les deux régions. En Montérégie Est, il est passé de 51 % en 1998 à 62 % \pm 5 % en 2003. En Montérégie Ouest, il est passé de 54 % en 1998 à 59 % \pm 6 % en 2003 (BPR, 2005). Cette « pratique » ne constitue pas une intervention directe sur le terrain. Cependant, elle devient de plus en plus importante et indispensable dans la prévision de l'implantation d'autres PGB. En effet, la tenue de registres des traitements phytosanitaires est essentielle pour : i) inventorier les quantités réelles d'intrants sur le territoire agricole; ii) estimer les pressions environnementales de ces intrants; iii) analyser l'évolution temporelle de ces pressions environnementales; iv) prédire, qualitativement ou quantitativement (par modélisation mathématique), les pertes potentielles de ces quantités d'intrants hors des champs agricoles et vers les cours d'eau; et : v) mieux analyser les besoins et l'efficacité des PGB souhaitables pour réduire l'impact de ces pertes de pesticides vers les eaux.

Dans le cas du **réglage du pulvérisateur** des préparations de pesticides (à une fréquence inférieure ou égale à une fois par an), l'adoption de cette pratique semble être en baisse dans les deux régions concernées. En Montérégie Est, en 1998, 72 % des entreprises réglaient leur pulvérisateur au moins une fois par année. En 2003, ce pourcentage est passé à 58 % \pm 6 %. Le même scénario est observé dans la région de la Montérégie Ouest (84 % en 1998 contre 75 % \pm 6 % en 2003). Il est important de noter ici que pour l'année 1998, ce pourcentage est calculé pour les entreprises propriétaires d'équipements de pulvérisation en général, tandis que pour l'année 2003, il est calculé pour les entreprises qui effectuent elles-mêmes l'ensemble ou une partie des opérations de pulvérisations sur leur territoire (BPR, 2005).

En 2003, en Montérégie Est, 88 % \pm 3 % des entreprises avaient des **bandes riveraines** de 1 m, tandis que 39 % \pm 5 % avaient des bandes de 3 m. En Montérégie Ouest, il s'agit de 93 % \pm 3 % des entreprises qui avaient des bandes riveraines de 1 m et 52 % \pm 6 % qui avaient des bandes de 3 m (BPR, 2005). Ainsi, et selon les observations de ce rapport, l'utilisation de bandes riveraines serait importantes dans ces régions. Les aspects qualitatifs (et autres) liés à ces bandes riveraines (e.g. végétalisées ou non; semées, travaillées, entretenues ou non; type, densité et homogénéité de végétation si présente, *etc.*) sont très peu connus et demandent des enquêtes approfondies sur le terrain.

Pour ce qui est de la **lutte intégrée**, c'est-à-dire une combinaison de bonnes pratiques comme le dépistage, le réglage des pulvérisateurs au moins une fois par année et la tenue d'un registre à jour des applications, elle était adoptée, en 2003, par 33 % \pm 5 % des entreprises de Montérégie Est et par 38 % \pm 6 % de celles de Montérégie Ouest (BPR, 2005). L'adoption par les producteurs agricoles de diverses (parmi les nombreuses) pratiques de lutte intégrée est une

observation intéressante. La promotion et l'adoption, dans l'avenir, de telles combinaisons de pratiques de lutte intégrée est à surveiller.

En ce qui a trait au **travail primaire du sol**, le travail réduit était pratiqué, en 1998, sur 29 % des superficies en cultures annuelles dans la région de la Montérégie Ouest. Ce pourcentage était de 35 % dans la région de la Montérégie Est. En 2003, ce pourcentage était respectivement de 49 % \pm 5 % pour la Montérégie Ouest et de 51 % \pm 6 % en Montérégie Est. Les observations de ce rapport suggèrent ainsi une hausse sensible, au cours du temps, de l'utilisation du travail réduit du sol. Les pourcentages élevés rapportés pour 2003 (environ 50 %) sont intéressants car ils laissent suggérer que la seconde moitié des superficies soumises à des cultures (intensives, pour la plupart) est soumise à un travail conventionnel et donc traditionnel du sol (charrue à versoir). Le travail réduit du sol est reconnu pour limiter le ruissellement de surface et le transport de contaminants agricoles : son utilisation dans la région de la Yamaska est donc importante à considérer.

C.2 SELON L'ENQUÊTE 2005

Quelques données, quant aux superficies cultivées soumises à différents travaux primaires du sol, ont pu être obtenues auprès de *Club Agri-Durable* (Tableau C.1).

Tableau C. 1 : Superficies selon les différents travaux du sol en 2004 et 2005 (Agri-Durable)

Travail	Superficies (ha) en 2004	Superficies (ha) en 2005
Labour Printemps	262	271
Labour Automne	2330	2545
Travail réduit Printemps	607	694
Travail réduit Automne	1593	2042
Semis direct	84	91

C.3 CONCLUSION SUR LES PGB

On peut conclure que la pratique des bandes riveraines de 1 m est bien implantée et ce, autant en Montérégie Ouest qu'en Montérégie Est. La pratique des bandes de 3 m est cependant moins courante. Il est également à noter un recul de 1998 à 2003 en ce qui a trait à la fréquence de réglage des pulvérisateurs, et ce, dans les deux régions. Il est important ici de noter que, pour l'année 1998, ce pourcentage est calculé pour les entreprises propriétaires d'équipements de pulvérisation en général, tandis que pour l'année 2003, il est calculé pour les entreprises qui effectuent elles-mêmes l'ensemble ou une partie des opérations de pulvérisation sur leur

territoire (BPR, 2005). Bien que l'on observe, avec le temps, une légère diminution de l'accès des animaux aux cours d'eau et des variations sensibles quand aux superficies cultivées traitées par des pesticides dans ces deux régions, ces observations ne permettent pas de prédire aisément une tendance potentielle à plus long terme. Finalement, l'application de mesures de lutte intégrée aux plantes adventices, ainsi que l'adoption de taux réduits du sol, paraissent constituer des pratiques bien implantées et/ou en voie de lente progression.

ANNEXE D. TECHNIQUES DE LABORATOIRE

D.1 ORGANOPHOSPHORÉS ET TRIAZINES

- 1- Extraction au dichlorométhane
- 2- Extraction sur cartouche octadécyl (C-18)
- 3- Éluion à l'acétate d'éthyle saturé en eau
- 4- Concentration sous atmosphère d'argon
- 5- Dosage sur GC/MS
- 6- Contrôle de qualité : étalon extraction = propoxur et atrazine D5; étalon d'injection = iprodion et terbutryn

D.2 PHÉNOXYACIDES

- 1- Acidification (pH = 2)
- 2- Extraction sur cartouche octadécyl (C-18)
- 3- Éluion par acide acétique/acétonitrile
- 4- Concentration sous atmosphère d'argon
- 5- Estérification avec BF₃/méthanol acidifié
- 6- Extraction à l'hexane
- 7- Dosage au GC avec détecteur masse spécifique (MSD)
- 8- Contrôle de qualité : marqueurs isotopiques pour étalons d'extraction = dicamba-D₃ et 2,4-D - C₁₆ ; étalon d'injection = 1,3,5 tribromobenzène

Depuis 2000

- 1- Acidification (pH < 2)
- 2- Extraction sur cartouche octadécyl (C-18)
- 3- Éluion au dichlorométhane
- 4- Concentration sous atmosphère d'argon
- 5- Estérification avec diazométhane

- 6- Purification sur gel de silice et transfert acétate d'éthyle
- 7- Dosage au GC avec détecteur masse spécifique (MSD)
- 8- Contrôle de qualité : marqueurs isotopiques pour étalons d'extraction = dicamba-d₃ et 2,4-D - d₃ ; étalon d'injection = 1,3,5 tribromobenzène et 2,3,3,4,6-pentachlorobiphényl) étalon de dérivation (2,3-D)

D.3 TRIAZINES TOTALES : IMMUNO-ESSAIS (TECHNIQUE ELISA)

Non détaillée ici, car il s'agit principalement, à l'époque, d'une technique de criblage (doage de l'ordre de grandeur des concentrations) des triazines totales (sans confirmation de l'identité de chacune des triazines individuelles).

D.4 GLYPHOSATE

En 2000

- 1- Filtration (fibre de verre)
- 2- Acidification (pH entre 1,6 et 2,0)
- 3- Extraction sur résine (Chelex® 100)
- 4- Éluion au HCl 6 N
- 5- Purification sur résine AG1-X8® 200-400 mesh (forme chlorure)
- 6- Éluion au HCl 6 N
- 7- Évaporation à sec
- 8- Reconstitution avec 5 ml d'eau Nanopure®
- 9- Ajustement du pH (3-4)
- 10- Filtration sur 0,45 µm
- 11- Quantification : HPLC muni d'une colonne chromatographique de type anionique

En 2001

La limite de détection de la méthode a été diminuée de 0,5 à 0,1 µg/L.

**ANNEXE E. RÉSULTATS DU SUIVI DE LA
RIVIÈRE CHIBOUET EN 1999, 2000 ET 2001 ET
DE LA RIVIÈRE YAMASKA EN 1999 ET 2001
(GIROUX, 2002)**

Tableau E. 1 : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 1999 (Giroux, 2002)

	17/05	19/05	22/05	24/05	27/05	29/05	31/05	2/06	5/06	7/06	9/06	11/06	14/06	16/06	19/06	21/06	24/06
HERBICIDES																	
Atrazine	0,41	0,41	2,2	2,2	1,5	1,9	1,4	1,4	6	5,8	3,8	2,9	1,7	1,7	1,3	1,3	0,69
Dééthyl-atrazine	0,06	0,04	0,13	0,15	0,23	0,27	0,23	0,29	0,89	1,4	0,67	0,6	0,36	0,37	0,26	0,32	0,16
Déisopropyl-atrazine	-	-	0,06	0,07	0,08	0,1	0,09	0,12	0,37	0,49	0,24	0,22	0,13	0,12	0,09	0,09	0,05
Métolachlore	0,25	0,27	1,7	1,4	0,67	0,88	0,52	0,5	2,5	2	0,99	0,78	0,36	0,36	0,22	0,2	0,1
Diméthénamide	0,07	0,03	0,06	0,06	0,1	0,28	0,22	0,09	0,49	0,26	0,08	0,18	0,05	0,04	tr	tr	-
EPTC	-	-	-	-	-	tr	0,02	0,04	tr	0,02	-	0,02	-	-	0,02	tr	-
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,04	0,02	0,01	0,01	tr	-	-	-
Diuron	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,04	-	0,04	0,05	0,12	0,1	0,18	acc	1,2	0,64	0,71	0,89	0,76	0,45	0,42	0,28	0,34
Dicamba	0,2	0,03	1	1	2	1	1,2	acc	3,7	2,4	1,2	1	0,53	0,43	0,18	0,15	0,19
2,4-D	0,03	-	0,02	0,02	0,16	0,15	0,11	acc	0,73	0,22	0,1	0,18	0,15	0,11	0,06	0,04	0,05
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	acc	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	0,02	acc	0,19	0,19	int	0,15	0,03	0,02	0,02	-	-
MCPB	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	rnd	rnd	rnd	-	-	-	acc	0,15	0,04	0,04	0,02	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	acc	tr	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	-	-	-	-	-	0,1	-	acc	0,44	0,17	0,26	0,21	0,17	0,14	0,14	tr	0,11
INSECTICIDES																	
Chlorpyrifos*	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-
Malathion	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	27	13	27	28	11	24	15	25	12	10	5	9	17	3	6	19	12

acc : accident, échantillon perdu lors de l'analyse

md : résultat non disponible

tr : traces

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

Tableau E.1 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 1999 (Giroux, 2002)

	26/06	28/06	30/06	3/07	5/07	7/07	10/07	12/07	14/07	14/07	17/07	19/07	21/07	23/07	26/07	28/07	30/07
HERBICIDES																	
Atrazine	0,93	1,6	1,9	0,84	0,73	0,09	0,41	0,43	0,34	0,32	0,27	0,33	0,36	0,32	0,3	0,29	0,27
Dééthyl-atrazine	0,23	0,35	1,1	0,65	0,42	-	0,24	0,39	0,25	0,19	0,2	0,2	0,2	0,21	0,23	0,15	0,12
Déisopropyl-atrazine	0,07	0,14	0,42	0,22	0,11	0,08	0,07	0,08	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04	0,07	0,05	0,04	0,04
Métolachlore	0,2	2,1	1,3	0,62	0,42	0,02	0,22	0,2	0,15	0,15	0,1	0,12	0,11	0,1	0,09	0,08	0,07
Diméthénamide	Tr	0,04	0,01	0,12	0,09	-	0,05	0,04	0,03	0,03	tr	tr	tr	-	-	-	-
EPTC	0,02	0,47	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	-	-	-	-	-	-	tr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,48	6,4	3,2	1,4	1,5	1,2	1,2	1,1	1,3	1,1	0,92	1,1	0,79	0,74	0,61	0,56	0,51
Dicamba	0,07	0,34	0,75	0,22	0,3	0,06	0,16	0,07	0,04	0,06	0,04	0,02	0,02	-	0,01	-	-
2,4-D	0,06	0,13	0,21	-	-	0,02	-	0,02	-	-	-	-	0,01	0,03	-	-	-
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	-	0,02	0,02	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	0,13	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	0,12	1,1	0,28	tr	0,13	0,12	0,1	-	-	-	tr	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDES																	
Chlorpyrifos*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malathion	0,02	-	-	-	0,02	0,02	0,04	-	-	-	-	-	-	0,39	-	-	tr
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	7	280	18	15	12	9	5	9	3			13	5	8	9	13	9

tr : traces

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

■ Duplicata contrôle de qualité terrain

Tableau E.1 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 1999 (Giroux, 2002)

	2/08	4/08	6/08	9/08	11/08	13/08	16/08	19/08	21/08	23/08	28/08
HERBICIDES											
Atrazine	0,26	0,25	0,23	0,2	0,21	0,15	0,14	0,11	0,14	0,17	0,14
Dééthyl-atrazine	0,14	0,13	0,11	0,11	0,12	0,08	0,06	0,05	0,06	0,08	0,06
Déisopropyl-atrazine	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	-	-	-	0,04	0,02
Métolachlore	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthénamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,02
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	0,43	0,41	0,32	0,37	0,4	0,37	0,32	0,27	0,17	0,13	0,14
Bentazone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	-	0,02	-	-	-	-	-	0,02	0,04	0,03	0,02
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDES											
Chlorpyrifos*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malathion	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	11	11	8	7	4	8	5	5	11	3	7

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

Tableau E. 2 : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2000 (Giroux, 2002)

	20/05	22/05	24/05	26/05	28/05	1/06	3/06	5/06	7/06	10/06	12/06	14/06	17/06	19/06	21/06	26/06	28/06
HERBICIDES																	
Atrazine	0,36	0,14	0,18	0,22	0,22	0,16	0,17	0,21	0,31	4,60	5,00	4,30	3,50	3,50	2,70	7,50	5,10
Dééthyl-atrazine	0,08	0,05	0,05	0,18	0,08	0,06	0,06	0,06	0,05	0,20	0,25	0,26	0,28	0,25	0,34	0,75	0,74
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,08	0,08	0,11	0,11	0,13	0,32	0,27
Métolachlore	0,48	0,13	0,20	0,18	0,18	0,11	0,14	0,15	0,19	3,50	3,80	3,00	3,20	3,10	1,50	2,90	2,60
Diméthénamide	0,04	-	-	tr	-	tr	tr	-	0,04	0,26	0,32	0,10	0,14	0,13	0,12	0,15	0,52
EPTC	-	-	-	-	-	0,02	-	0,03	0,03	-	-	0,02	tr	tr	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,03	0,04	0,06	0,06	-	0,08	0,09	0,07	0,09	0,15	0,15	0,15	0,24	0,24	0,31	3,90	1,80
Dicamba	0,06	0,10	0,17	0,14	0,15	0,10	0,15	0,13	0,12	2,40	2,30	2,80	0,96	0,98	1,30	3,10	2,60
2,4-D	-	-	-	-	0,02	-	-	-	0,03	0,05	0,06	0,08	0,10	0,11	0,17	0,19	0,12
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,02	-	0,01	0,01	0,02	0,56	0,06
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	tr	tr	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	0,15	0,06	0,06	0,08	0,15	0,08	0,07	0,06	0,11	0,42	0,45	0,42	0,43	0,45	0,31	0,24	0,36
INSECTICIDES																	
Malathion	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	2,60	-	-	-	-	-	-	0,57	0,52	-	-	-

tr : traces

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

Tableau E.2 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2000 (Giroux, 2002)

	1/07	3/07	5/07	8/07	10/07	11/07	11/07	15/07	17/07	19/07	22/07	24/07	26/07	29/07	31/07
HERBICIDES															
Atrazine	3,30	2,20	5,00	0,83	1,10	0,86	0,88	0,34	0,43	0,46	0,72	0,79	0,95	0,70	0,69
Décéthyl-atrazine	0,35	0,33	0,38	0,18	0,21	0,18	0,19	0,08	0,10	0,18	0,24	0,25	0,25	0,20	0,20
Désopropyl-atrazine	0,13	0,10	0,14	0,07	0,06	0,06	0,06	0,04	0,04	0,06	0,08	0,10	0,08	0,06	0,06
Métolachlore	0,72	0,47	0,79	0,21	0,26	0,21	0,22	0,08	0,11	0,34	0,87	0,96	0,54	0,33	0,33
Diméthénamide	0,04	0,04	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	1,20	1,50	1,10	0,49	0,47	0,47	0,43	0,59	0,50	2,30	1,20	1,30	1,40	1,60	1,80
Dicamba	1,20	1,20	0,66	0,25	0,23	0,18	0,18	0,10	0,10	0,14	0,17	0,18	0,11	0,08	0,09
2,4-D	0,52	0,52	0,11	0,05	0,04	0,03	0,04	0,02	-	0,03	0,05	0,07	0,07	-	-
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-
MCPA	0,03	0,04	0,10	0,03	-	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09	0,10	0,19	0,04	0,04
Bromoxynil	0,04	0,05	0,06	0,02	0,02	0,01	0,01	-	-	0,01	0,02	0,02	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	0,41	0,47	0,19	0,13	0,13	0,13	0,12	0,11	0,09	0,41	0,36	0,41	0,29	0,18	0,22
INSECTICIDES															
Malathion	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

■ Duplicata contrôle de qualité terrain

Tableau E.2 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2000 (Giroux, 2002)

	3/08	5/08	7/08	9/08	12/08	14/08	16/08	21/08
HERBICIDES								
Atrazine	0,61	0,49	0,53	0,45	0,47	0,40	0,27	0,54
Dééthyl-atrazine	0,21	0,19	0,20	0,17	0,19	0,16	0,13	0,22
Déisopropyl-atrazine	-	0,05	0,06	0,06	0,04	0,05	-	0,04
Métolachlore	0,29	0,23	0,24	0,17	0,25	0,21	0,33	0,31
Diméthénamide	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	0,03
Bentazone	2,10	2,00	1,90	1,30	0,45	0,56	0,35	0,29
Dicamba	0,06	0,05	0,05	0,04	0,31	0,26	0,06	0,22
2,4-D	-	-	-	-	0,06	0,05	-	0,05
Mécocrop	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	0,04	0,04	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	pa	pa	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide*	0,25	0,21	0,19	0,16	0,13	0,19	0,18	0,15
INSECTICIDES								
Malathion	-	-	-	0,06	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-

* : valeurs probablement sous-estimées pour ces produits car faible % de récupération des échantillons de contrôle de qualité en laboratoire

pa : paramètre annulé

Tableau E. 3 : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2001 (Giroux, 2002)

	14/05	16/05	19/05	21/05	23/05	25/05	28/05	30/05	2/06	4/06	6/06	9/06	11/06	11/06	13/06	16/06
HERBICIDES																
Atrazine	0,12	0,2	0,88	1,5	1,4	0,93	0,76	1,6	1,3	1,3	1	1,1	0,87	0,91	30	6,2
Dééthyl-atrazine	0,03	0,04	0,06	0,09	0,08	0,07	0,08	0,11	0,16	0,16	0,15	0,18	0,16	0,17	3,4	0,93
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,07	0,06	0,07	0,06	0,07	1	0,41
Métolachlore	0,1	0,17	0,69	1,8	1,5	0,76	0,53	0,5	0,65	0,6	0,83	0,57	0,42	0,44	41	5,6
Diméthénamide	0,08	0,07	0,22	0,24	0,1	0,48	0,2	0,11								
EPTC	-	-	0,06	-	-	-	-	-								
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-								
Glyphosate	-	-	-	-	-	-	-	-								
Bentazone	0,04	-	0,11	0,06	0,07	0,06	0,05	-								
Dicamba	0,05	0,08	0,24	0,78	0,73	0,71	0,32	0,81								
2,4-D	-	-	-	0,02	0,05	0,02	-	0,06								
Mécocrop	-	-	-	0,02	0,06	0,03	-	0,03								
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-								
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-								
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-								
Chlopyralide	-	-	0,1	0,05	0,08	0,03	-	0,03								
FONGICIDE																
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-								
MES (mg/L)	4	4	23	6	7	7	7	5								
T°	7	7	10	-	-	-	16	-								

Duplicata contrôle de qualité terrain

Tableau E.3 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2001 (Giroux, 2002)

	18/06	20/06	23/06	25/06	27/06	30/06	2/07	4/07	6/07	9/07	11/07	14/07	16/07	18/07	21/07	23/07	25/07	28/07	30/07	
HERBICIDES																				
Atrazine	3,5	1,9	2,8	1,8	2	0,87	1,5	0,97	0,59	0,41	0,33	0,57	0,53	0,33	0,24	0,2	0,22	0,19	0,22	
Dééthyl-atrazine	0,49	0,39	0,4	0,68	1	0,42	0,69	0,63	0,3	0,27	0,22	0,37	0,5	0,36	0,25	0,2	0,16	0,14	0,16	
Déisopropyl-atrazine	0,25	0,14	0,14	0,29	0,35	0,11	0,24	0,22	0,1	0,08	0,07	0,1	0,14	0,1	0,06	0,06	0,04	0,03	0,05	
Métolachlore	4,3	2,2	2,2	1,8	1	0,48	1,6	0,91	0,58	0,4	0,28	0,83	0,6	0,4	0,35	0,23	0,2	0,19	0,2	
Diméthénamide	0,61	0,28	0,15	0,15	0,15	0,03	0,15	0,07	0,05	0,03	-	0,05	0,03	0,03	-	-	-	-	-	
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Glyphosate	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	-	-	-	-	-	
Bentazone	0,72	0,33	1	1,7	1,5	0,8	1,6	0,73	0,71	0,59	0,38	0,83	0,63	0,57	0,46	0,38	0,33	0,34	0,31	
Dicamba	0,74	0,46	0,75	0,85	0,42	0,16	0,26	0,17	0,12	0,09	0,05	0,07	0,06	0,05	0,13	-	-	-	-	
2,4-D	0,15	0,1	0,35	1,2	0,11	0,03	0,1	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	
Mécocrop	-	0,03	0,23	0,25	0,04	-	0,04	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MCPA	0,15	0,17	0,15	0,08	0,03	-	0,08	0,04	-	-	-	-	-	-	0,23	-	-	-	-	
Bromoxynil	0,1	0,06	0,03	0,09	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chlopyralide	0,32	0,25	0,49	0,79	1	0,73	0,4	0,49	0,25	0,18	0,14	0,34	0,32	0,16	0,11	0,07	0,06	0,05	0,04	
FONGICIDE																				
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,11	-	-	-	-	-	
MES (mg/L)	6	6	15	15	7	3	46	10	10	7	7	11	16	7	5	6	4	5	5	
T°	16	17	14	12	16	17	14	12	13	14	14	13	13	16	16	18	19	17	17	

Tableau E.3 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Chibouet en 2001 (Giroux, 2002)

	01/08	4/08	6/08	8/08	11/08	13/08	15/08	18/08	20/08	22/08	25/08
HERBICIDES											
Atrazine	0.2	0.22	0.21	0.21	0.2	0.17	0.19	0.2	0.2	0.19	0.15
Dééthyl-atrazine	0.13	0.12	0.11	0.12	0.11	0.09	0.1	0.11	0.11	0.1	0.08
Déisopropyl-atrazine	0.03	0.04	0.04	0.05	0.04	0.12	-	0.04	0.04	0.05	-
Métolachlore	0.18	0.18	0.18	0.15	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.11	0.09
Diméthénamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glyphosate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0.24	0.24	0.23	0.21	0.19	0.17	0.16	0.16	0.15	0.14	0.07
Dicamba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	-
Mécocrop	-	-	-	0.02	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide	0.04	0.04	-	0.04	0.03	0.03	0.04	-	-	-	-
FONGICIDE											
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	6	9	6	6	5	4	5	6	6	7	8
T°	17	18	19	19	19	21	20	18	18	18	-

Tableau E. 4 : Concentrations en pesticides dans la rivière Yamaska en 1999 (Giroux, 2002)

	17/05	19/05	22/05	24/05	26/05	29/05	31/05	2/06	5/06	7/06	9/06	12/06	14/06	16/06	19/06	21/06
HERBICIDES																
Atrazine	0,14	0,13	0,13	0,22	0,19	0,89	0,83	0,64	1,4	1,6	3,1	1,1	0,95	0,87	0,88	1
Dééthyl-atrazine	tr	-	tr	tr	-	0,15	0,12	0,11	0,22	0,27	0,54	0,23	0,17	0,25	0,18	0,15
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	0,05	0,03	0,04	0,08	0,1	0,22	0,09	0,06	0,08	0,06	0,06
Métolachlore	0,18	0,17	0,21	0,28	0,21	1,6	1,5	0,73	1,1	1	1,3	0,63	0,48	0,5	0,33	0,32
Diméthénamide	tr	tr	tr	0,04	-	0,17	0,14	0,19	0,15	0,16	0,25	0,09	0,08	0,09	0,07	0,07
EPTC	0,02	-	0,04	0,04	0,03	0,03	0,05	0,02	0,08	0,03	0,03	tr	-	-	-	-
Cyanazine	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,14	-	-	-	-	tr	-	-
Simazine	-	-	-	-	-	0,02	0,01	-	-	0,04	0,07	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	0,07	0,08	0,02	0,22	0,1	1,3	0,63	1,2	0,98	0,94	0,7	0,45	0,32	0,37	0,41	0,42
Mécocrop	0,11	0,04	0,02	0,17	-	0,09	0,06	0,05	0,13	-	0,12	0,04	-	-	-	-
2,4-D	0,13	0,04	0,02	0,23	0,05	0,15	0,13	0,14	0,31	0,17	0,27	0,13	0,1	0,11	0,07	0,09
MCPA	-	-	-	-	-	0,05	-	0,13	0,07	0,11	0,11	0,04	0,03	-	-	-
Bentazone	-	-	-	-	-	0,17	0,07	0,33	0,25	0,61	0,94	0,42	0,3	0,09	0,18	0,17
Bromoxynil	-	-	rnd	rnd	-	0,02	-	0,04	0,05	0,06	0,05	0,02	0,01	-	-	-
Chlopyralide	-	-	-	-	-	0,1	-	tr	0,18	0,22	0,21	0,15	0,1	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	tr	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorpyrifos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
triclopyr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	54	59	71	67	46	58	30	57	57	55	63	39	63	62	40	83

tr : traces

md : résultat non disponible

Tableau E.4 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Yamaska en 1999 (Giroux, 2002)

	23/06	26/06	28/06	30/06	3/07	5/07	6/07	9/07	12/07	14/07	14/07- cont	17/07	19/07	21/07	24/07	26/07	28/07	31/07
HERBICIDES																		
Atrazine	1.4	0.89	ins	2	0.8	0.79	ins	ins	ins	0.23	0.23	0.17	0.15	0.24	0.21	0.18	0.14	0.14
Dééthyl-atrazine	0.29	0.18	ins	0.44	0.36	0.25	ins	ins	ins	0.17	0.17	0.12	0.12	0.11	0.12	0.1	0.06	0.06
Déisopropyl-atrazine	0.1	0.07	ins	0.17	0.14	0.09	ins	ins	ins	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02
Métolachlore	0.41	0.26	ins	1.9	0.66	0.52	ins	ins	ins	0.17	0.18	0.1	0.13	0.13	0.11	0.14	0.18	0.11
Diméthénamide	0.09	0.04	ins	0.11	0.07	0.08	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	ins	0.03	-	tr	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanazine	-	-	ins	-	-	-	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	0.03	0.02	ins	0.04	0.02	0.03	ins	ins	ins	0.01	0.01	-	-	-	-	-	-	-
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	tr	0.06	-	-	-	-	-
Dicamba	-	0.31	0.28	0.36	0.23	0.13	-	0.04	0.02	-	-	0.01	0.02	-	-	-	-	-
Mécocrop	-	0.03	-	0.16	-	0.05	-	-	0.02	-	-	-	-	-	0.04	0.04	0.03	-
2,4-D	-	0.09	0.09	0.22	0.05	0.1	-	0.02	-	-	-	-	-	-	0.03	0.03	0.02	-
MCPA	-	0.02	-	0.05	-	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	-	0.16	0.13	1.8	0.71	0.68	-	0.2	0.14	-	-	0.12	0.11	-	0.11	0.09	0.1	-
Bromoxynil	-	-	-	0.02	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide	-	0.13	0.1	0.35	0.17	tr	-	0.1	-	-	-	-	tr	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	ins	-	-	-	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	-	-	ins	-	-	-	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorpyriphos	-	-	-	tr	-	-	ins	ins	ins	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	tr	-	-	-	-	-	-
triclopyr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	32	55	52	140	140	63	110	77	54	91	-	44	53	56	54	57	58	74

tr : traces

Tableau E.4 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Yamaska en 1999 (Giroux, 2002)

	2/08	4/08	7/08	9/08	11/08	13/08	16/08	18/08	21/08	23/08	25/08
HERBICIDES											
Atrazine	0,12	0,11	0,1	0,11	0,12	0,19	0,39	0,14	0,09	0,11	0,11
Dééthyl-atrazine	0,03	0,07	0,07	0,08	0,05	0,07	0,07	0,04	0,03	0,04	0,04
Déisopropyl-atrazine	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	tr			
Métolachlore	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,11	0,2	0,46	0,12	0,13	0,12
Diméthénamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	0,01	-	0,01	0,02	0,01	-	-	-
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	-	-	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-
Mécocrop	-	-	-	-	-	0,04	0,1	-	-	-	-
2,4-D	0,03	0,02	0,02	0,03	0,07	0,07	0,12	0,03	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,08	0,07	0,05	0,06	-	0,08	0,09	tr	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26
Chlorpyrifos	-	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
triclopyr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	96	77	100	110	83	94	87	64	97	96	97

Tableau E.5 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Yamaska en 2001 (Giroux, 2002)

	18/06	21/06	23/06	25/06	27/06	30/06	2/07	4/07	7/07	9/07	11/07	14/07	16/07	18/07	23/07	25/07	28/07	30/07
HERBICIDES																		
Atrazine	0,87	-	0,34	0,48	1,8	1,5	1,3	0,37	0,76	0,81	0,45	0,62	0,48	0,42	0,37	0,23	0,12	0,12
Dééthyl-atrazine	0,17	0,1	0,07	0,13	0,42	0,46	0,47	0,14	0,29	0,28	0,2	0,3	0,26	0,23	0,19	0,16	-	0,09
Déisopropyl-atrazine	0,08	-	-	-	0,18	0,17	0,16	0,04	0,09	0,09	0,07	0,11	0,08	0,07	0,05	0,09	-	-
Métolachlore	1,3	0,34	0,28	0,67	1,7	0,93	0,75	0,21	0,64	0,59	0,37	0,82	0,54	0,36	0,23	0,14	0,08	0,08
Diméthénamide	0,11	0,07	0,03	0,09	0,32	0,29	0,22	-	0,1	0,08	0,05	0,11	0,07	0,05	0,03	-	-	-
EPTC	-	-	-	0,07	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	0,04	0,02	0,03	-	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	-	-	-	-
Cyanazine	-	-	-	-	0,14	0,09	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,1	0,13	0,57	0,1	1,7	1,1	0,85	0,06	0,58	0,62	0,33	0,48	0,4	0,24	0,23	0,13	0,08	0,08
Dicamba	0,22	0,16	0,28	0,11	0,97	0,63	0,63	0,05	0,22	0,18	0,11	0,08	0,11	0,08	0,04	-	-	-
2,4-D	0,05	0,06	0,1	0,13	0,27	0,13	0,1	-	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,02	0,03	-	-	0,04
Mécocrop	0,04	0,03	0,06	0,08	0,15	0,06	0,05	-	0,03	0,04	0,03	-	0,04	0,03	-	-	-	-
MCPA	0,04	0,02	0,03	0,03	0,11	0,06	0,05	-	0,04	0,02	-	0,03	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-
Chlopyralide	0,06	0,04	0,18	0,09	0,29	0,45	0,3	0,1	0,17	0,13	0,08	0,13	0,16	0,09	0,05	-	-	-
Dichlorprop	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDE																		
Carbofuran	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-
FONGICIDE																		
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	89	74	62	100	38	33	49	5	32	29	27	41	59	33	25	26	32	13
Température (°C)	23	23	22	23	23	23	23	20	20	20	21	21	21	-	25	26	25	25

Tableau E.5 (suite) : Concentrations en pesticides dans la rivière Yamaska en 2001 (Giroux, 2002)

	1/08	4/08	6/08	8/08	11/08	13/08	14/08	18/08	20/08	22/08	25/08	27/08
HERBICIDES												
Atrazine	0,1	0,13	0,11	0,12	0,15	0,2	0,17	0,18	0,18	0,19	0,14	0,15
Dééthyl-atrazine	0,08	0,09	0,08	0,09	0,09	0,1	0,09	0,1	0,1	0,09	0,09	0,08
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	0,03	-	0,05	-	0,04	0,05	-	-	-
Métolachlore	0,06	0,07	0,06	0,08	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,08
Diméthénamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	0,03	0,08	0,06	0,06	0,06	0,04	0,03	0,02
Cyanazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,06	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	0,06	0,05	0,04	0,04	0,05	0,04
Dicamba	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	0,03	-	0,03
2,4-D	-	0,03	0,02	0,03	0,05	0,09	0,05	0,03	0,03	0,06	0,04	0,04
Mécocrop	0,02	0,03	-	0,04	0,05	0,06	0,06	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlopyralide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dichlorprop	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDE												
Carbofuran	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FONGICIDE												
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES (mg/L)	48	48	56	60	75	-	72	73	62	58	60	75
Température (°C)	25	26	26	26	27	-	-	23	23	23	-	-

ANNEXE G. DÉPASSEMENT DU CRITÈRE POUR LA VIE AQUATIQUE–RIVIÈRE CHIBOUET (1992-2001) (GIROUX, 2002)

Tableau G. 1 : Fréquence moyenne de dépassement (en %) des critères pour la vie aquatique dans la rivière Chibouet de 1992 à 2001 (Giroux, 2002)

	RIVIÈRE CHIBOUET									
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Atrazine	47	48,6	38	21	30	29,7	16,6	13,6	28,2	11,1
Métolachlore	0	2,8	9,52	0	0	2,7	0	0	0	2,2
Cyanazine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MCPA	NA	NA	0	0	2,5	0	0	0	0	0
Chlorpyrifos	0	0	0	0	0	0	0	4,5	0	0
Malathion	0	0	0	2,6	0	0	0	2,3	0	0
Carbaryl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Azinphos-méthyl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carbofuran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diazinon	0	0	0	2,6	0	0	0	0	0	0
N	17	35	42	38	40	37	42	44	39	45

ANNEXE H. TOTAL DES PRÉCIPITATIONS DES MOIS DE MAI ET DE JUIN DE 1992 À 2001 SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CHIBOUET (GIROUX, 2002)

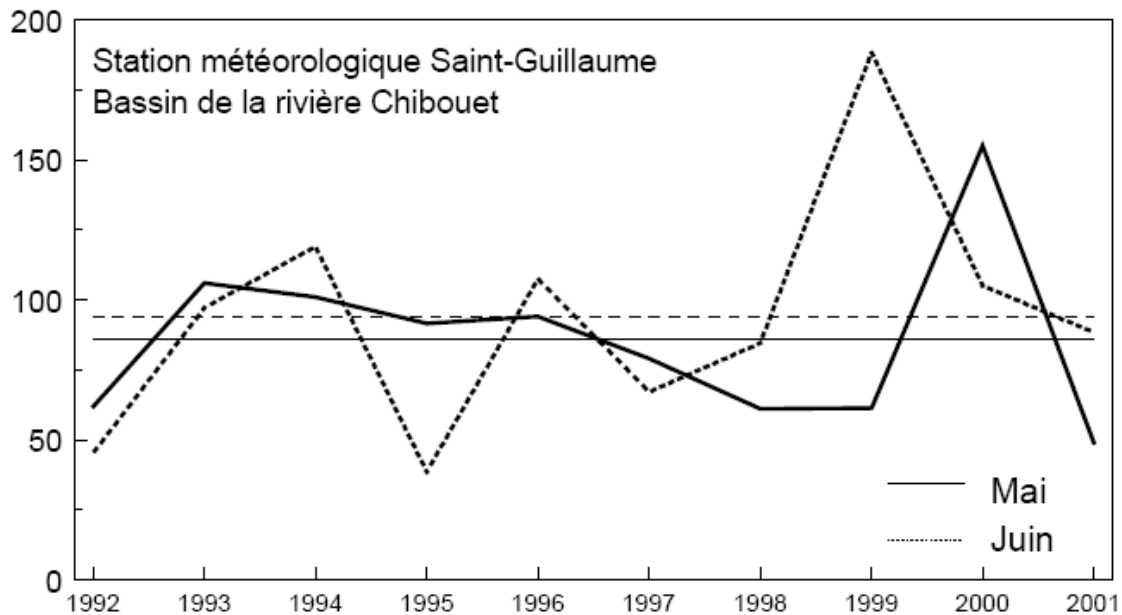


Figure H. 1 : Précipitation annuelle mesurée à la station météorologique de Saint-Guillaume de 1992 à 2001 (Giroux, 2002)

ANNEXE I. LE LOGICIEL DESHERB

Ce logiciel a été conçu conjointement par le MAPAQ et l'Université du Québec à Montréal (UQAM). Ce logiciel personnalisé est basé sur les caractéristiques de l'exploitation agricole qui l'utilise, telles que : le type de sol, le pourcentage de matière organique du sol, les pratiques culturales, le type de maïs, les mauvaises herbes à éliminer, les traitements antécédents, *etc.* Il permet d'établir des recommandations personnalisées sur le traitement phytosanitaire à effectuer en fonction des produits homologués, de leur efficacité, de leur profil environnemental et des cultures en rotation. Le résultat de l'analyse effectuée par le logiciel est une fiche de traitements recommandés et l'évaluation de chacun des traitements en fonction de leur efficacité, de leur impact environnemental, du risque pour les cultures en rotation et du développement de la résistance aux herbicides (Réseau d'avertissement phytosanitaire, Bulletin d'information n° 4, 11 juin 2004).

La mention de cet outil personnalisé, d'accès publique et destiné aux producteurs agricoles, n'est pas sans intérêt dans le contexte du présent rapport dédié à l'exploration des modes de gestion de la production agricole qui minimisent les risques environnementaux, et plus particulièrement la contamination des eaux de surface par les pesticides. En effet, et afin d'assurer la gestion optimale des plantes adventices (mauvaises herbes) dans les cultures intensives en rangées ou autres, il est nécessaire de bien connaître le besoin réel d'herbicides qui sont largement utilisés actuellement (parfois en excès selon un mode de « prévention » des infestations). Ce besoin est fonction du niveau d'infestation anticipé des champs, selon leurs caractéristiques et selon les variables affectant le rythme biologique (apparition, émergence, et croissance) des adventices. Une recommandation personnalisée de traitement phytosanitaire constitue donc une intervention, en amont de la pulvérisation elle-même, de rationalisation du contrôle des adventices par suite d'une recommandation professionnelle sur la plus petite dose efficace homologuée sur l'étiquette d'un pesticide commercial.

ANNEXE J. RÉSEAU D'AVERTISSEMENT PHYTOSANITAIRE

Le Réseau d'avertissement phytosanitaire (RAP), qui est sous la gestion du MAPAQ, a pour mission d'informer les producteurs agricoles et autres intervenants de l'agroalimentaire québécois sur : « (i) la présence et l'évolution des ennemis des cultures dans leur région, et; (ii) les stratégies d'intervention les plus appropriées dans un contexte de gestion intégrée des cultures et de développement durable ». Le site Internet du Réseau d'avertissement phytosanitaire présente plusieurs informations. Il est possible de s'y familiariser aux adresses :

www.agrireseau.qc.ca/rap/

<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Productions/Protectiondescultures/reseau/>

Il fournit aux producteurs et aux conseillers agricoles des informations qui permettent d'optimiser, en mode de prévention ou d'utilisation en temps réel, le choix de produits parmi les insecticides, les fongicides et les herbicides. Le RAP souligne également que « Selon la loi, vous ne devez utiliser que des produits homologués sur vos cultures et ces produits doivent toujours être utilisés en conformité avec l'étiquette fournie ».

Dans la perspective d'une application rationnelle des pesticides basée sur les besoins réels des cultures et sur une production agricole viable mais soucieuse de l'environnement, le RAP constitue ainsi, dans la perspective du présent rapport, un autre outil intéressant « personnalisé », cette fois-ci à l'échelle d'une région agricole donnée (géographique et culturelle), d'optimisation *a priori* d'un traitement phytosanitaire davantage approprié aux agressions réelles liées aux adventices ou aux ravageurs.

Le RAP fournit ainsi des informations et certaines recommandations (guides) de traitements pour les cultures commerciales consommatrices de pesticides.

J.1 MAÏS-SUCRÉ

Le RAP présente, entre autres, la liste des fongicides et des insecticides homologués pour le maïs sucré pour l'année 2006, dans le bulletin d'information n° 3.

Tableau J. 1 : Fongicides homologués pour le maïs sucré pour l'année 2006

Produit	Matière active	Dose/ha
Bravo 500	chlorothalonil	3,2 L
Tilt 250 E	propiconazole	500 mL
Headline EC	pyraclostrobine	0,4-0,6 L
Quadris	azoxystrobiline	453 mL

Tableau J. 2 : Insecticides homologués pour le maïs sucré pour l'année 2006

Produit	Matière active	Dose/ha
Sevin XLR Plus	carbaryl	2,5 - 4 L
Furadan 480F	carbofuran	0,5 L
Orthene 75 SP	acéphate	0,75 - 1,1 kg
Lannate Toss-N-Go	méthomyl	0,625 kg/ha contre la pyrale et de 0,43 à 0,625 kg contre les pucerons
Lannate L	méthomyl	2,6 L contre la pyrale et de 1,8 à 2,6 L contre les pucerons
Matador 120 EC	lambda-cyhalothrine	83 mL
Decis 5 EC	deltaméthrine	250-300 mL
Ripcord 400 EC	cyperméthrine	175 mL
Pounce	perméthrine	275-375 mL
Success 480 SC	spinosad	83 mL
Entrust 80 W	spinosad	50 mL
Pyrimor 50 DF	pyrimicarbe	550 g

Pour les herbicides, une liste ainsi que des stades d'application sont présentés pour le maïs sucré (bulletin d'information n° 1, 2006).

Tableau J. 3 : Herbicides homologués pour le maïs sucré pour l'année 2006

Produit	Stade d'application (maïs)
Accent	1 à 8 feuilles
Atrazine	pré-levée
Atrazine+huile	< 30 cm
Basagran forte	mauvaises herbes à feuilles larges
Callisto	pré-levée
Dual II Magnum	incorporé au sol avant semis, pré-levée ou moins de 2 feuilles
Dual II Magnum+Lorox+atrazine	pré-levée
Eradicane	incorporé au sol avant semis
Eradicane+atrazine	incorporé au sol avant semis
Frontier	incorporé au sol avant semis ou pré-levée
Frontier+atrazine	incorporé au sol avant semis ou pré-levée
Laddock	mauvaises herbes à feuilles larges
Lorox	pré-levée
Pardner	4 à 6 feuilles
Pardner+atrazine	4 à 8 feuilles
Primextra II Magnum	incorporé au sol avant semis, pré-levée ou moins de 2 feuilles
Primextra II Magnum+Callisto	pré-levée
Simazine	pré-levée

Note: Accent est homologué sur quelques variétés seulement, voir étiquette

Cette information est également disponible pour l'année 2005 (pour les insecticides et les fongicides) dans le bulletin d'information n° 3, 2005.

Pour les insecticides, en 2005, Quadris n'était pas homologué. Le reste de l'information est identique. Pour les fongicides, en 2005, Succes et Entrust n'étaient pas homologués, le reste de l'information est identique.

J.2 POMME

Sur le site du RAP, on trouve pour la culture de la pomme les produits phytosanitaires, matières actives, stade d'application, doses minimale et maximale ainsi que les coûts des

traitements (Bulletin n° 3, 4 mai 2005). Il est à mentionné que : « La dose à utiliser dépend de la période et du ravageur visés. Consultez le Guide des traitements foliaires du pommier 2004-2005 pour les détails. » (Bulletin d'information n° 3, 4 mai 2005).

Tableau J. 4 : Insecticides homologués pour la pomme pour l'année 2006

Insecticide (excluant les bio-insecticides)	Matière active	Dose minimale (kg ou L/ha)	Dose maximale (kg ou L/ha)
Admire 240F (240L)	imidaclopride	0,2	0,38
Assail 70 WP (70PM)	acétamipride	0,08	0,24
Confirm 240F (11,4 SC)	tébufénozide	1	1
Cygon 480 EC (240L)	diméthoate	3	3
Decis 5 EC (50CE)	detlaméthrine	0,25	0,25
Diazinon 50W (50PM)	diazinon	3	3
Diazinon 500EC (500CE)	diazinon	3	3
Guthion 50WP (50PM)	aziphos-méthyl	2	2,3
Imidan 50W (50PM)	phosmet	3,75	3,75
Lagon (480L)	diméthoate	0,5	0,63
Lannate SP (90PS)	méthomyl	1,6	1,6
Lannate L (215CE)	méthomyl	6	6,75
Matador 120 EC (120EC)	lambda-cyhalothrine	0,08	0,1
Pirimor 50 W (50PM)	pyrimicarbe	0,85	1,7
Pounce 384 EC (38,4CE)	perméthrine	0,52	0,52
Ripcord 400 EC (40CE)	cyperméthrine	0,25	0,25
Sevin XLR (43SL)	carbaryl	2,4	2,4
Sniper 50WP (50PM)	aziphos-méthyl	2	2,3
Succes (480SC)	spinosad	0,18	0,55
Thiodan 50 WP (50PM)	endosulfan	2,6	4,5
Zolone 500 FLO (50PF)	phosalone	2	3

La formulation en % d'ingrédients actifs est indiquée entre parenthèses.

CE : concentré émulsifiable; GS : granules solubles; L : liquide; PF : pâte fluide; PM : poudre mouillable; PS : poudre soluble; SC : solution concentrée; SL : suspension liquide

« La dose minimale est surtout utilisée pour les mélanges entre deux familles de produits » (...) « Cette dose n'est pas nécessairement celle préconisée par les manufacturiers. »

Tableau J. 5 : Fongicides homologués pour la pomme pour l'année 2006

Fongicide	Matière active	Famille d'utilisation	Recommandé avec une autre famille	Dose minimale (kg/ha)	Dose réduite (kg/ha)	Dose maximale (kg/ha)
Streptomycin (17PM)	streptomycine	Antibiotique	Non	0,6	1,2	1,8
Captran Supra 80 WDG (80GS)	captane	Contact	Oui	1,875	2	3,75
Maestro 80 DF(80GS)	captane	Contact	Oui	1,875	1,9	3,75
Copper spray (50PM)	cuivre fixe (oxychlorure)	Contact	Non	2	4	4
Dikar 72W (76PM)	EBDC (contient mancozèbe et 4% de dinocap)	Contact	Oui	4,5	4,5	6,75
Dithane DG-RS (75GS)	EBDC (mancozèbe)	Contact	Oui	3	4,5	6
Manzate 200 DF (75DF)	EBDC (mancozèbe)	Contact	Oui	3	4,5	6
Penncozeb 75 DF (75DF)	EBDC (mancozèbe)	Contact	Oui	3	4,5	6
Polyram DF (80GF)	EBDC (métirame)	Contact	Oui	3	4,5	6
Soufre microfin (92PM)	soufre	Contact	Non	10	15	20
Senator 70 (70PM)	thiophanate-méthyl	Benzimidazole	Oui	0,4	0,625	0,625
Equal 65W (65PM)	dodine	Guanidine	Oui	1,08	1,08	3,25
Nova 40W (40SS)	myclobutanil	IBS	Oui	0,105	0,34	0,34
Nustar (20GS)	flusilazole	IBS	Oui	0,1	0,1	0,2
Vanguard (75SS)	cyprodinil	Anilinopyrimidine	Oui	0,19	0,19	0,37
Sovran (50GS)	krésoxim-méthyl	Strobuline	Non	0,18	0,24	0,36
Flint(50GD)	trifloxystobine	Strobuline	Non	0,14	0,14	0,175

La formulation en % d'ingrédients actifs est indiquée entre parenthèses.

GD : granules dispersables; GS : granules solubles; PM : poudre mouillable; PS : poudre soluble; SS : sachets solubles.

Tableau J. 6 : Acaricides homologués pour la pomme pour l'année 2006

Acaricide	Matière active	Dose minimale (kg ou L/ha)	Dose maximale (kg ou L/ha)
Agrimek (1,9CE)	abamectine	0,75	0,75
Apollo 500 SC (50 SC)	clofentézine	0,3	0,6
Huile sup. 70 SC (98,5CE)	huile minérale	32,5	65
Kelthane 50 WP (35PM)	diclofol	3,25	3,25
Pyramite (75PM)	pyridabène	0,3	0,6

La formulation en % d'ingrédients actifs est indiquée entre parenthèses.

CE : concentré émulsifiable; PM : poudre mouillable; SC : solution concentrée.

Tableau J. 7 : Herbicides homologués pour la pomme pour l'année 2006

Herbicide	Matière active	Stade d'application (mauvaises herbes)	Dose minimale Dose maximale	
			kg ou L pour traiter une bande de 1 m de large sur 10 000 m de long	
RoundUp original (356L)	glyphosate	postlevée	2,5	12
RoundUp Transorb (360L)	glyphosate	postlevée	2,25	12
Touchdown 480 (330L)	glyphosate	postlevée	2,25	12
Touchdown IQ (360L)	glyphosate	postlevée	2,25	12
Gramoxone	paraquat	postlevée	5,5	5,5
Princep nine-T (89GD)	simazine	prélevée	1,1	5
Simazine 480 (474L)	simazine	prélevée	4,7	9,4
2,4-D amine 500 (470L)	2,4-D amine	postlevée	1,7	1,7
Dual II Magnum	métolachlor/benoxacor	prélevée	1,25	1,75
Ignite 15 SN (150L)	glufosinate d'ammonium	prélevée	2,7	5
Sinbar (80PM)	terbacile	prélevée	2,25	4,5
Venture L (125L)	fluzipop-p-butyl/fluzipop-s-butyl	postlevée	2	2
Lontrel 360 (360L)	clopyralid	postlevée	0,56	0,56
Kerb 50W (51PM)	propyzamide	automnal	4,5	4,5
Basagran (480L)	bentazone	postlevée	1,75	2,25
Casoron 4-G (4G)	dichlobénil	prélevée	110	175

La formulation en % d'ingrédients actifs est indiquée entre parenthèses pour Princep, Sinbar, Kerb et Casoron. Elle est en g/L pour les autres produits.

CE : concentré émulsifiable; L : liquide; PM : poudre mouillable; GD : granules dispersables; G : granulaire.

Cette information est également disponible pour l'année 2006 dans le Bulletin d'information n° 4 du 17 mai 2006 et aussi pour l'année 2004 dans le Bulletin n° 8 du 23 juin 2004. Finalement, le bulletin n° 2 du 3 mai 2006 discute de l'utilisation de la rampe à herbicides pour le désherbage dans les vergers.

J.3 SOYA

Le bulletin d'information n° 6 du 29 juin 2005 fait état de la stratégie d'intervention contre le puceron du soya au Québec en 2005.

On y explique, entre autres, comment faire pour évaluer la population de pucerons dans un champ, et par la suite comment déterminer si un traitement est nécessaire. Le comptage s'effectue sur trente plants répartis au hasard. Par la suite, il y est expliqué comment interpréter les résultats du comptage selon le degré de l'infestation et le stade du soya, et ainsi de déterminer si une application peut s'avérer rentable. Les insecticides recommandés sont le Cygon 480-AG (diméthoate), le Lagon 480 E (diméthoate), le Matador 120 EC (lambda-cyhalothrine) et le Warrior (lambda-cyhalothrine).

J.4 GRANDES CULTURES

Pour les grandes cultures, le bulletin n° 7 du 27 juillet 2005 (version modifiée le 28 juillet) fait une mise à jour des informations du bulletin n° 9 du 8 juillet 2005, en ce qui a trait aux différents insecticides homologués contre la légionnaire uniponctué en grandes cultures.

Tableau J. 8 : Insecticides homologués pour les grandes cultures pour l'année 2006

Culture	Produit	Matière active	Dose/ha	Aérien
Avoine, Blé, Orge, Seigle	Sevin XLR plus	carbaryl	2,5-5,25 L	Non
Avoine, Blé, Orge	Chlorpyrifos 480 EC	chlorpyrifos	0,875-1,2 L	Oui
Avoine, Blé, Orge	Lorsban 4 E	chlorpyrifos	0,875-1,2 L	Oui
Avoine, Blé, Orge	Nufos 4 E	chlorpyrifos	0,875-1,2 L	Oui
Avoine, Blé, Orge	Pyrinex 480 EC	chlorpyrifos	0,875-1,2 L	Oui
Avoine, Blé, Orge, Seigle	Malathion 500	malathion	1,5-2 L	Oui
Avoine, Blé, Orge, Seigle	Malathion 500 E	malathion	2,25-2,75 L	Non
Avoine, Blé, Orge	Lannate L	méthomyl	1,25-2,25L	Oui
Avoine, Blé, Orge	Lannate Toss-N-Go	méthomyl	270-540 g	Oui
Avoine, Blé, Orge, Seigle	Méthoxychlor 240	méthoxychlore	7-11,25 L	Non
Avoine, Blé, Orge	Dylox 420L (plus disp.)	trichlorfon	1,5 L	Oui
Luzerne, Trèfle	Sevin XLR plus	carbaryl	2,5-5,25 L	Non
Luzerne, Trèfle	Méthoxychlor 240	méthoxychlore	7-11,25 L	Non
Maïs grain et fourrager	Sevin XLR plus	carbaryl	2,5-4 L	Non
Maïs grain et fourrager	Méthoxychlor 240	méthoxychlore	7-11,25L	Non
Maïs grain et fourrager	Dylox 420L (plus disp.)	trichlorfon	1,5-2,75 L	Oui

De par les informations et les recommandations-guides accessibles tant par les producteurs que par les conseillers agricoles en régions, le Réseau d'avertissement phytosanitaire du MAPAQ constitue ainsi un outil de première ligne pour la gestion rationnelle des applications de différents groupes de pesticides. Cette optimisation des doses d'application en pesticides (gestion des intrants) constitue, de par l'amont, la « première PGB » ou mesure associée à

«Integrated Pest Management » susceptible de réduire les quantités épandues et donc les pertes de composés vers l'environnement.

ANNEXE K. COMPTES RENDUS DE RÉUNIONS

K.1 RÉUNION DU 14 MARS 2007

Lieu : Conférence téléphonique

Début de la réunion : 13 h

Présents :

Alain N. Rousseau, Pierre Lafrance, Martin-Pierre Lavigne - INRS-ETE

Par téléconférence :

Mohamed Amrani - Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal

Laurier Poissant - Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal

Paul Jiapizian - Environnement Canada, Ottawa

Daniel Nadon - Environnement Canada, Ottawa

Isabelle Giroux - MDDEP, Québec

Isabelle Gorse - MDDEP, Québec

Étaient excusés :

Renaud Quilbé - INRS-ETE

Pierre-Yves Caux - Environnement Canada, Ottawa

Ordre du jour :

L'ordre du jour a été établi et transmis aux participants par le responsable du Bassin versant de la rivière Yamaska, Laurier Poissant, qui anime également la téléconférence :

- 1- Introduction (Poissant; Amrani, Jiapizian);
- 2- Inventaire des pesticides au Québec (Gorse);
- 3- Rapport pesticides sur la Yamaska : INRS-ETE (Lafrance);
- 4- Rapport pesticides et milieu physique sur la Yamaska : EC (Poissant);
- 5 - Demande de données spécifiques : INRS-ETE (Rousseau);
- 6- Suite des travaux : tous.

Discussions :

En introduction, Laurier, Mohamed et Paul (en remplacement de Pierre-Yves temporairement détaché du projet) présentent leurs rôles respectifs ainsi que le contexte général du programme INÉNA-Pesticides. Cette mise à jour permet également aux collègues du MDDEP (Isabelle et Isabelle) d'être informées et ainsi de pouvoir coopérer au projet. Il est en effet, important, comme le souligne Laurier, que tous les intervenants dans le bassin de la rivière Yamaska puissent ajouter leurs expertises et partager leurs expériences afin de bonifier le projet.

Laurier explique plus en détail son rôle comme responsable du bassin de la Yamaska et rappelle que ses autres activités scientifiques majeures comprennent l'application d'un modèle de fugacité (Dr McKay) sur ce même bassin. Pour cette approche de modélisation par fugacité (qui prend en compte la volatilisation dans le compartiment atmosphérique), il est important de réaliser un bilan des intrants et de la distribution des pesticides dans tous les compartiments de l'environnement, incluant l'atmosphère. L'introduction fait également ressortir, *via* Mohamed et Paul, le but du développement des NPA et des NPI ainsi que la situation globale du projet (*e.g.* phase de l'étude de quatre bassins versants canadiens).

Alain et Mohamed informent les participants de l'état actuel de signature du contrat entre EC et l'INRS-ETE, en rappelant que la fin mars 2007 est le moment de la remise du rapport écrit pour l'année financière 2006-2007. Il est entendu que ce rapport comprendra un état d'avancement des travaux et une présentation des résultats obtenus par l'INRS-ETE pour cette phase du projet. Alain et Mohamed feront le suivi administratif de la présente entente.

Laurier et Isabelle (Gorse) abordent, par la suite, le sujet de l'inventaire des ventes de pesticides au Québec. Ce sujet est un questionnement de Laurier qui fait suite à son rapport qu'il a préalablement transmis aux participants, et intitulé : « *Estimation des taux d'application des pesticides sur le bassin de la rivière Yamaska et sommaire du milieu physique* » par Poissant, Beauvais et Copin, Février 2007 (version brouillon). Ce rapport présente, entre autres, un inventaire du tonnage de pesticides utilisés dans le bassin de la Yamaska, réalisé sur la base, notamment, de recherches faites auprès d'agronomes-conseils. Des personnes de l'équipe de recherche de Laurier ont contribué à ce rapport. Le résultat actuel montre que plus de 90 % du tonnage déclaré dans le bilan des ventes de pesticides au Québec a pu être « retrouvé » par cette méthode. Du fait de l'importance de bien connaître les tonnages de pesticides vendus et utilisés, Laurier et Isabelle (Gorse) conviennent d'examiner plus en détail le partage d'informations en fonction de limites parfois imposées lors du traitement de ces informations quant au recensement exact des pesticides vendus au Québec.

Pierre fait ensuite un rapport sur l'état d'avancement des nouveaux travaux réalisés par l'INRS-ETE et liées à : (i) L'acquisition, dans la littérature, des données de concentrations de pesticides retrouvées dans le bassin de la Yamaska (pour les fins d'application des modèles hydrologiques); (ii) L'inventaire des cultures et des pratiques culturales incluant une enquête sur le terrain pour mieux appréhender les pesticides utilisés dans les cultures, leurs taux, périodes et dates d'application; et (iii) L'enquête sur les PGB et les actions du Réseau d'avertissement phytosanitaire (MAPAQ) sur ce bassin. Alain précise que ce travail a été réalisé (fin printemps et été 2006) par une étudiante de l'INRS-ETE, Mme Emmanuelle Caron (directeur P. Lafrance), spécifiquement embauchée pour cette tâche du projet.

Ces enquêtes ont principalement été faites « à la source » auprès des distributeurs de pesticides et d'agriculteurs. L'objectif étant de dresser un portrait de pratiques phytosanitaires le plus juste et précis possible pour les cultures sur ce bassin versant. Alain rappelle que la représentativité de telles données en conditions réelles de terrain est capitale afin d'obtenir des résultats de simulation les plus fiables possible. Isabelle (Giroux) se montre intéressée par cette approche d'enquête de terrain et souhaite prendre connaissance de ces résultats de l'INRS-ETE. Pierre lui transmettra l'information.

Les participants reconnaissent que les récents travaux respectifs des intervenants concernant la caractérisation des pratiques culturales et phytosanitaires dans le bassin de la Yamaska sont complémentaires et utiles pour la prédiction du devenir des pesticides, et donc des risques de contamination.

Laurier expose, par la suite, certains résultats de ses enquêtes sur ce bassin versant, en termes de pratiques phytosanitaires et de tendances actuelles à conserver à l'esprit. Après un examen des plus récents suivis de qualité de l'eau dans ce bassin (effectués notamment par Bernard Rondeau, EC), il propose, d'emblée, que trois pesticides d'intérêt particulier seraient

à considérer pour la modélisation du transport vers et dans la Yamaska : ***l'atrazine, le métolachlore et le glyphosate***. Les deux premiers composés sont ceux qui présentent une problématique environnementale importante et reconnue dans ce bassin, alors que le glyphosate représente un composé dont l'emploi, dans le maïs transgénique (OGM, « Roundup-ready »), est appelé à croître encore rapidement. En parallèle avec cette expansion de l'utilisation du glyphosate (notamment pour la culture du maïs destiné à la fabrication de l'éthanol à une usine de Varennes, en plein essor), le suivi environnemental (dosage analytique) de ce composé dans l'eau est encore récent au Québec.

L'intérêt pour le glyphosate, proposé par Laurier, est confirmé par d'autres participants. Paul indique que les pesticides choisis pour les fins de la modélisation, et pour chacun des quatre bassins versants canadiens, dépend de la problématique associée à chacun de ces bassins. En ce sens, les responsables de chacun des bassins ont le mandat de proposer les pesticides d'intérêt à étudier pour les fins du développement de NPA. **Il est ainsi convenu, par les participants, que les trois pesticides qui seront utilisés pour fins de la modélisation hydrologique par l'INRS-ETE et pour la Yamaska sont l'atrazine, le métolachlor et le glyphosate.**

Alain expose, par la suite, la question des données spécifiques requises pour chacun des quatre bassins versants afin de pouvoir appliquer les modèles de transport. Il a transmis par courriel le 6 mars, aux responsables de chacun des quatre bassins versants, une liste de données requises pour appliquer la modélisation hydrologique sur ces bassins. *Ce courriel et cette liste se retrouvent en fin du présent compte rendu.* La liste de données requises comprend des fichiers de variables, paramètres et de représentation géographique qui sont nécessaires pour l'application des logiciels PHYSITEL et HYDROTEL. À la date de la présente téléconférence (14 mars), ce courriel du 6 mars n'avait pas encore donné lieu à une collecte significative des données requises pour la modélisation auprès de ces responsables de bassin versant. Alain indique que Martin-Pierre Lavigne ou lui communiquera de nouveau (par téléphone) avec les responsables des bassins versants hors-Québec afin d'accélérer l'acquisition et/ou la transmission de ces données essentielles pour débiter la modélisation du transport dans ces bassins. La discussion met en évidence l'effort, les délais et les ressources normalement requises afin d'élaborer les banques de données nécessaires à la modélisation.

À cet égard, et au niveau des données (suite des activités), Laurier indique que cette modélisation requière de très nombreux paramètres (hydrométéorologiques, pédologiques, occupation du territoire, *etc.*) et sous des formats de fichiers particuliers. Il précise que le nombre important de données requises ainsi que leur mise en forme demandent énormément de travail, devant être effectué de plus par des personnes familières aux formats de fichiers utilisés par les logiciels. Laurier expose en détail l'important effort requis pour

fournir ces données, tant au niveau de la disponibilité et du traitement, qu'à celui des ressources humaines et financières nécessaires pour réaliser cette tâche (en particulier dans de courts délais).

Dans cette perspective, Laurier s'informe sur les données que l'INRS-ETE disposeraient déjà sur la Yamaska, ce qui permettrait de sauver beaucoup de temps et de ressources pour la collecte de celles-ci. Alain confirme que l'INRS-ETE peut avoir accès directement à plusieurs données requises pour la Yamaska (*e.g.* régime pluviométrique, hydrologie, modèle numérique d'élévation). Alain indique qu'à ce stade-ci, il est intéressé à obtenir auprès de Laurier les cartes des cultures (avec les taux d'application des pesticides) qui sont exposées dans son rapport sur les activités agricoles de la région. Laurier les lui fera parvenir dès que possible, une fois vérifiée la confidentialité de ces données (Financière agricole). Alain précise que la plupart des autres données requises pour la Yamaska (hydrographie, pédologie, *etc.*) seront acquises directement par l'INRS-ETE auprès de services gouvernementaux. Cependant, il attend toujours, de la part des responsables des trois autres bassins versants (qui sont tous hors-Québec), ces données nécessaires pour débiter la modélisation.

Toujours au niveau de l'acquisition de données, mais cette fois-ci des concentrations en pesticides, Laurier confirme que de nouveaux échantillonnages ont eu lieu sur la Yamaska en 2006. Mené en collaboration avec Bernard Rondeau, ce suivi environnemental d'EC est en parfaite conformité avec les actions prévues lors d'une précédente réunion (8 mai 2006, voir le compte-rendu de cette réunion en ANNEXE H du précédent rapport d'étape R-786F pour EC, Rousseau *et al.*, 2006). Ce suivi d'EC a été fait, notamment, en 2006 pour l'embouchure de la Yamaska et celle de la Rivière Noire (vers Ste-Pie), deux points de prélèvement situés près d'une station hydrométrique tel qu'entendu le 8 mai 2006. Laurier indique qu'il mettra les données récentes et pertinentes de concentrations en pesticides (faites en 2006 et prévues en 2007) à la disposition de l'INRS-ETE pour l'application de la modélisation. Dans le même ordre d'idée, Isabelle (Giroux) informe les participants que le MDDEP a poursuivi son suivi environnemental de la rivière Chibouet (bassin de la Yamaska) en 2006. Elle rappelle que le rapport de 2006 du MDDEP sur le suivi environnemental de la rivière Chibouet (années 2002, 2003 et 2004) se trouve en ligne sur le site internet du MDDEP.

Au niveau de la compréhension de certains objectifs du projet, une discussion a lieu sur la signification précise du terme « *norme* » dans l'appellation de « norme » de performance agro-environnementale atteignable (NPA) et de « *norme* » de performance agro-environnementale idéale (NPI). Cette appellation de « *norme* » est en effet susceptible, selon des participants, de poser un questionnement quant à leur perception et à leur interprétation par des gestionnaires, tout autant qu'à leur portée réelle en termes de réglementation (ou non) auprès

des producteurs agricoles. À titre d'exemple, Isabelle (Giroux) rappelle que des critères pour la protection de la vie aquatique (CPVA) existent déjà pour les pesticides dans l'eau. Elle s'interroge ainsi sur la portée réglementaire des NPA et NPI actuellement en voie de développement dans ce projet, au vu de l'existence actuelle de critères régissant déjà la protection de la vie aquatique.

Au sujet du sens à accorder au terme « *norme* » (pour les NPA et les NPI), Paul et Daniel précisent que le but de la NPA est d'être uniquement un *outil de diagnostic* pour la prédiction des concentrations atteignables dans l'eau suite à l'application de PGB dans les cultures. La NPA aide ainsi à évaluer le gain environnemental (diminution des concentrations dans les cours d'eau) par suite de l'application des PGB. Elle permet ainsi de mieux proposer des pratiques permettant à la NPA de se rapprocher de la NPI, cette dernière constituant par ailleurs un « seuil » de concentration préconisé pour le respect de la vie aquatique. Alain indique que la terminologie (anglaise *versus* française) associée à la notion de « *norme* » (au sens de « *standard* ») est importante et peut éventuellement porter à confusion. Pierre expose qu'en principe, et selon lui, la valeur de la NPI (établie à partir de considérations écotoxicologiques) devrait en principe peu différer de celle du CPVA (*idem*). En ce sens, il mentionne que la NPI et le CPVA correspondent tous les deux à un « *niveau* » de concentration acceptable pour la vie aquatique. Selon lui, le terme « *niveau* » (de concentration) pourrait peut-être bien représenter le sens accordé aux NPA et NPI. Isabelle (Giroux) précise que, bien que visant les mêmes buts (respect de la vie aquatique pour un pourcentage d'espèces donné), la NPI et le CPVA pour un pesticide ne seraient pas déterminés exactement sur les mêmes critères écotoxicologiques. Une considération de grand intérêt, pour Isabelle (Giroux), demeure la perception et l'utilisation qui sera faite des NPI et NPA, en termes de portée réglementaire pour les producteurs agricoles. La discussion permet de mieux exposer les objectifs du projet liés au développement des NPI et NPA. **La terminologie (mot « *norme* ») serait importante pour bien comprendre la portée environnementale et agricole réelle des NPI et des NPA.**

Laurier fait un tour des participants qui confirment à nouveau leur accord sur le choix des pesticides à modéliser dans le bassin de la Yamaska : l'atrazine, le métolachlor et le glyphosate. Alain et Pierre s'interrogent sur le développement actuel de NPI pour deux de ces composés. Paul confirme que des NPI spécifiques sont présentement développées par EC pour l'atrazine et le glyphosate. Il ne prévoit pas actuellement de développement de NPI pour le métolachlor. Paul transmettra à l'INRS-ETE la liste des pesticides pour lesquels des NPI ont été et seront développées pour EC dans un futur proche.

Suite à des énoncés découlant de la rencontre, la discussion prend fin sur un rappel des principales actions de chacun pour la poursuite des activités du projet.

Fin de la réunion : 15 h.

Rappel des actions :

- Alain et Mohamed feront le suivi administratif de la présente entente.
- Pierre transmettra à Isabelle (Giroux) l'information sur l'enquête de terrain faite par l'INRS-ETE.
- Alain indique que Martin-Pierre Lavigne ou lui-même communiquera de nouveau (par téléphone) avec les responsables des bassins versants hors-Québec afin d'accélérer l'acquisition et/ou la transmission de ces données essentielles pour débiter la modélisation du transport dans ces bassins.
- Laurier les lui fera parvenir dès que possible, dès qu'il aura vérifié la confidentialité de ces données (Financière agricole).
- Laurier indique qu'il mettra les données récentes et pertinentes de concentrations en pesticides (faites en 2006 et prévues en 2007) à la disposition de l'INRS-ETE pour l'application de la modélisation.
- Paul transmettra à l'INRS-ETE la liste des pesticides pour lesquels des NPI ont été et seront développées pour EC dans un futur proche.

NAESI - Data requirements for APS for four Canadian watersheds**Besoin en données des quatre bassins versants canadiens pour les NPA**

Courriel adressé par l'INRS-ETE aux responsables des quatre bassins versants

From: "Alain Rousseau" <Alain_Rousseau@ete.inrs.ca>
To: <taina.tuominen@ec.gc.ca>, <clair.murphy@ec.gc.ca>,
<john.struger@ec.gc.ca>,
"Poissant,Laurier [Montreal]" <Laurier.Poissant@ec.gc.ca>
Cc: "Pierre Lafrance" <pierre.lafrance@ete.inrs.ca>,
"Villeneuve,Serge [SteFoy]" <serge.villeneuve@ec.gc.ca>,
"Amrani,Mohamed [Montreal]" <Mohamed.Amrani@ec.gc.ca>,
"Caux,Pierre-Yves [NCR]" <Pierre-Yves.Caux@ec.gc.ca>,
"Martin-Pierre Lavigne" <Martin-Pierre_Lavigne@inrs-ete.quebec.ca>,
<stephane_savary@ete.inrs.ca>
Subject: NAESI - Data requirements for APS for four Canadian watersheds
Date: Tue, 6 Mar 2007 10:33:22 -0500

Dear colleagues,

As you know, we have received the go ahead for the determination of APSs for four Canadian watersheds. Pierre-Yves Caux said that as watershed leads you will help to gather the required data for the modeling exercise.

You will find attached two files:

- (i) the first describes the data requirements for the rainfall-runoff modeling exercise

(Data_requirements_PHYSITEL_HYDROTEL_2006-10-18.doc) and
(ii) the second contains a detailed description of the data requirements for predicting pesticide concentrations (Yamaska.pdf).

The latter file, which is in French (Yamaska.pdf), essentially contains a detailed description of:

- (i) all pesticide concentration studies that have been conducted in the Yamaska River watershed (i.e., pesticide concentration record, sampling technique, approximate application rate and treatment schedule per crop when the studies were conducted) and,
- (ii) where available, future beneficial management practices to be implemented in your watershed.
- (iii) The Yamaska report is provided as an example. As I told the participants of the Monday 19-Feb-07 NAESI Pesticides Demonstration Project Telecon, we conducted a literature review and surveyed professional agronomists and pesticide retailers to obtain the information.

First, we would appreciate receiving from you all the data for the rainfall-runoff modeling exercise, as soon as possible. Second, we would like to get the required pesticide information before the end of June.

Thank you in advance for your collaboration and please do not hesitate to get in touch with me for further information.

Alain N. Rousseau Ph.D., ing., Professeur INRS-ETE

Data requirement for PHYSITEL and HYDROTEL softwares

PHYSITEL data

1. Spatial data :

- Digital elevation model (DEM) (m)
Grid of elevations describing the topographic landscape of the area including the watershed. File type : *Table ASCII, Grid (ArcView), Raster (ArcView)*.
- Land use map:
Remote sensing grid showing the land use on the watershed for the period of study. File type: *Table ASCII, Grid (ArcView), Raster (ArcView)*.
- Soil map:
Grid of the soil type distribution on the watershed. Each soil class should be related to one of the following soil texture (other classes can be added if we know their soil hydraulic properties:
 1. sand
 2. loamy sand
 3. sandy loam

4. loam
5. silt loam
6. sandy clay loam
7. clay loam
8. silty clay loam
9. sandy clay
10. silty clay
11. clay

File type: *Table ASCII, Grid (ArcView), Raster (ArcView)*.

Note : Include the right projection to use for the grids. Spatial data can be cut, or not, along the borders of the watershed.

2. Vectorial data :

- Hydrographic network (lakes and rivers). File type: *.TAB (MapInfo), .SHP (ArcView)*.
- Watershed borders (optional). File type: *.TAB (MapInfo), .SHP (ArcView)*.

HYDROTEL data

1. Meteorological data

- Informations about the meteorological stations:
Name, identification and localisation (longitude/latitude coordinates, elevation) of the station.
- Daily meteorological data :
Maximum and minimum daily temperature
Total daily precipitation (rain and snow)
- Hourly meteorological data (*if available*)
Global solar radiation
Wind speed
Relative humidity
Temperature
Precipitations
Sunshine

Note : Meteorological data can be presented in the Environment Canada format

2. Hydrometric data

- Informations about the hydrometric stations :
Name, identification and localisation (longitude/latitude coordinates, elevation) of the station.
- Hydrometric data (hourly or daily basis):
Measured streamflow at the gauging station.

Note : Hydrometric data can be presented in the Environment Canada format

3. Land use data

- Informations about the vegetation covering
 - Vegetation height
 - Albedo
 - Leaf area index
 - Root depth

Note : Data about vegetation covering should be indicated for every land use class

4. Soil data

- Thickness of the first soil layer (layer #1). Correspond approximately to the humus layer (if available).
- Thickness of the second soil layer (layer #2). Correspond to the soil layer responsible for the interflow or prompt subsurface flow (if available).
- Thickness of the third soil layer (layer #3). Correspond to the soil layer responsible for the base flow (if available)*.
- Soil hydraulic properties (for every soil type, if available)**:
 - Soil moisture at saturation
 - Soil moisture at field capacity
 - Soil moisture at wilting point
 - Hydraulic conductivity
 - Capillary potential at saturation
 - Pores size distribution
 - Exponent for the evaluation of the drying coefficient

**Note: If the thickness of the soil layers, as defined above, are not available, the total soil depth can still be useful.*

***Note : If not available, the hydraulic soil properties will be estimated by relating each soil type to a table of soil texture hydraulic properties (cf. soil texture classes page 1).*

5. Dams data (if available)

- Informations about dams
Name, identification and localisation (longitude/latitude coordinates, elevation) of the dams.
- Reference geodesic elevation height-volume (m)
- Coefficients A of the height-volume relation
- Maximum evacuation discharge
- Minimum evacuation discharge
- Number of annual management
For each annual management :
 - Ending day of the management
 - Maximum quotation
 - Variation slope of the maximum quotation
 - Minimum quotation
 - Variation slope of the minimum quotation
 - Number of hours between the manoeuvres

List of data for PHYSITEL

Data	File type	Unit
Digital elevation model (DEM)	Table ASCII, Grid (Arcview), Raster (Arcview)	m
Land use map	Table ASCII, Grid (Arcview), Raster (Arcview)	-
Soil map	Table ASCII, Grid (Arcview), Raster (Arcview)	-
Vectorial river network	.TAB (Map Info), .SHP (Arcview)	-
Vectorial watershed borders (<i>if available</i>)	.TAB (Map Info), .SHP (Arcview)	-

List of data for HYDROTEL

Data	File type	Unit
Names, identifications, localisations (longitude, latitude and elevation) of the meteorological stations	Environment Canada format, .txt	-
Daily temperature (maximum and minimum)	Environment Canada format, .txt	°C
Total daily precipitations (rain and snow)	Environment Canada format, .txt	mm
Daily rainfall (<i>if available</i>)		mm
Daily Snowfall (<i>if available</i>)	Table ASCII, Grid (Arcview), Raster (Arcview)	cm
Hourly global solar radiation (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	
Hourly wind speed (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	km/h
Hourly relative humidity (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	%
Hourly air temperature (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	°C
Hourly total precipitation (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	mm
Sunshine (<i>if available</i>)	Environment Canada format, .txt	h
Names, identifications, localisations (longitude, latitude and elevation) of the hydrometric stations	Format d'Environnement Canada, .txt	-
Hourly or daily measured streamflow	Format d'Environnement Canada, .txt	m³/s
Vegetation height (for each land use class)	.txt	m
Albedo (for each land use class)	.txt	-
Leaf area index (for each land use class)	.txt	-
Root depth (for each land use class)	.txt	m
Thickness of the soil layer #1	.txt	m
Thickness of the soil layer #2	.txt	m
Thickness of the soil layer #3	.txt	m
Soil moisture at saturation (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	m ³ /m ³
Soil moisture at field capacity (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	m ³ /m ³
Soil moisture at wilting point (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	m ³ /m ³
Hydraulic conductivity (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	m/h
Capillary potential at saturation (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	m
Pores size distribution (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	-
Exponent for the evaluation of the drying coefficient (for each soil type, <i>if available</i>)	.txt	-
Names, identifications, localisations (longitude, latitude and elevation) of the dams	.txt	
Reference geodesic elevation height-volume	.txt	m
Coefficients A of the height-volume relation	.txt	-
Maximum evacuation discharge	.txt	m³/s

Minimum evacuation discharge	.txt	m ³ /s
------------------------------	------	-------------------

Number of annual management.
For each annual management :

- Ending day of the management
- Maximum quotation
- Variation slope of the maximum quotation
- Minimum quotation
- Variation slope of the minimum quotation
- Number of hours between the manoeuvres

ANNEXE L. ORDINATION ET MÉTHODES DE CLASSIFICATION

L.1 ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP)

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode d'ordination métrique qui résume en deux ou trois dimensions des relations multidimensionnelles. Elle permet d'analyser les relations entre les variables environnementales et les entités (pesticides dans cette étude) à l'étude. L'ACP permet d'expliquer, en quelques dimensions importantes (axes principaux), la plus grande partie de la variabilité d'une matrice de dispersion des paramètres originaux et de connaître ainsi la quantité de variation expliquée par chacun des axes principaux indépendants (en proportion sur 1 ou 100 %). Le nombre d'axes à conserver, selon la règle de Kaiser, correspond au nombre de composantes dont la valeur propre est supérieure à 0,01 (ou 1 %), c'est à dire qui explique davantage de variation que celle d'une variable unique.

Suite à une ACP, les entités sont positionnées sur l'ordination de façon optimale en tenant compte de leur valeur pour les variables à l'origine de chaque composante. Les variables sont illustrées par des vecteurs dont la direction indique le taux de variation maximal. Chaque vecteur est un gradient à partir duquel on peut déduire la valeur relative des différents sites. Un site situé près de l'extrémité vers laquelle pointe le vecteur d'une variable a donc une valeur élevée pour cette variable, en comparaison avec les autres entités de l'ordination produite par l'ACP. Les vecteurs contribuant le plus à un axe forment un angle réduit par rapport à cet axe et sont fortement corrélés à ce dernier.

L.2 CARTE AUTO-ORGANISATRICE DE KOHONEN (SELF-ORGANIZING MAP (SOM))

Il existe deux types de réseaux de neurones artificiels (« Artificial Neural Networks »; ANN). Les cartes auto-organisatrices de Kohonen (« Kohonen self-organising map »; SOM) constituent une méthode d'apprentissage non-supervisée permettant de résoudre des problèmes d'ordination et de classification. Les réseaux de neurones basés sur l'algorithme de rétro-propagation (« backpropagation network »; BPN) constituent une méthode d'apprentissage supervisée utilisée à titre de modèle prédictif. Le BPN est le plus souvent utilisé en écologie.

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen (Kohonen 2001, 1982) ont fait l'objet d'intéressantes applications dans des domaines de recherche très variés, allant de l'ingénierie à la chimie (ex. Blasco *et al.* 2000), de la télédétection (ex. Foody et Cutler 2003, Aurelle *et al.* 1999) à l'économie et au suivi de la qualité de l'eau (Aguilera *et al.* 2001, Walley *et al.* 2000). En écologie, les SOM ont surtout été utilisées dans le cadre du projet PAEQANN pour la classification des communautés de diatomées benthiques (ex. Gosselain *et al.* 2005, Rimet *et al.* 2005b, Tison *et al.* 2005), de macroinvertébrés benthiques (Compin *et al.* 2005, Horrigan *et al.* 2005, Kwak *et al.* 2005, Nijboer *et al.* 2005, Park *et al.* 2005b, Park *et al.* 2003a,b) et de poissons (ex. Aguilar-Ibarra *et al.* 2005, Park *et al.* 2005c, Penczak *et al.* 2005).

L.2.1. La structure et le fonctionnement des SOM

Le réseau est composé de deux couches (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). La couche d'entrée contient un nœud pour chaque variable (ex. abondance relative de chacun des taxa de l'échantillon) qui est connecté de façon non-linéaire aux cellules hexagonales de la couche de sortie. Chaque cellule hexagonale de la matrice est connectée aux autres cellules avec une pondération (poids) qui décroît en fonction de la distance relative entre celles-ci. L'ensemble de ces cellules forme la carte de Kohonen (couche de sortie). Les rangées et les colonnes de la carte de Kohonen peuvent être interprétées comme des axes et la position des différents échantillons comme des coordonnées.

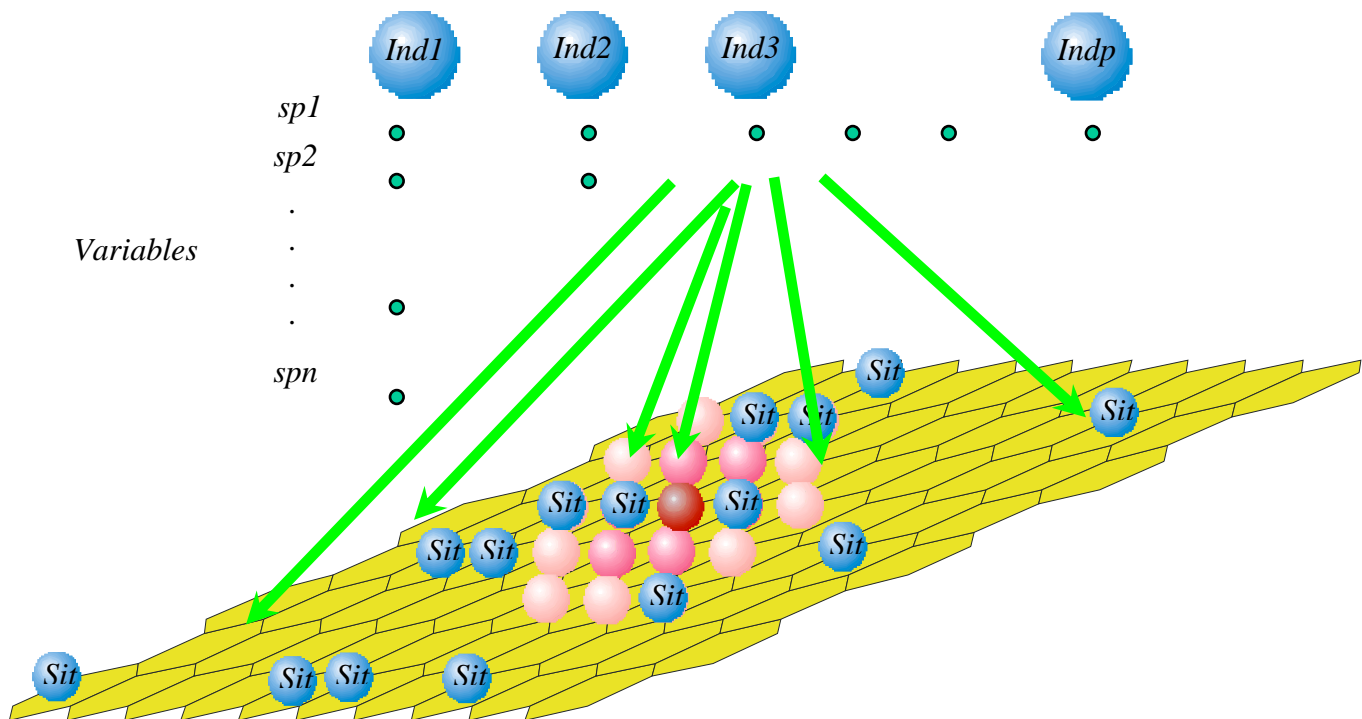


Figure L. 1 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen.

La base de données est présentée sous forme de matrice possédant r rangées et c colonnes. Les rangées représentent les variables (dans notre cas K_{oc} , $t_{1/2}$ et solubilité) et les colonnes représentent l'échantillon (les individus). Chaque individu peut être considéré comme un vecteur dans un espace à plusieurs dimensions.

Chaque hexagone de la carte contient, au départ, des valeurs aléatoires (VA) pour chaque variable. La modification des VA se fait par l'entremise d'un réseau neuronal possédant une capacité d'apprentissage. Les VA (w_{ik}) sont modifiées par des ajustements itératifs en fonction des valeurs des échantillons présentés dans la couche d'entrée (Giraudel et Lek 2001). Contrairement à un apprentissage supervisé, pour chaque échantillon, la sortie (output) désirée est inconnue. Le but du processus d'apprentissage est que les VA ressemblent aux valeurs des échantillons. Une fois la phase d'apprentissage terminée, les VA demeurent inchangées.

Chaque échantillon est comparé avec chaque VA. Cette comparaison s'effectue généralement à l'aide de la distance euclidienne. La distance euclidienne est moins recommandée pour les variables avec grand nombre de valeurs nulles. La distance de Bray & Curtis est, pour sa part, moins influencée par les valeurs extrêmes, ce qui peut être un avantage ou non. Cependant, le choix de la mesure de distance utilisée est souvent tributaire du résultat obtenu, c'est à dire que l'expert choisi celle qui procure une répartition uniforme des relevés d'échantillonnage (Sovan Lek, communication personnelle). Les formules des deux mesures de distance peuvent être consultées, entre autres, dans McCormick et Stevenson (1998).

Un échantillon sera associé à la VA ayant une distance minimale, c'est à dire dont la somme des différences entre les valeurs de chaque variable et celle de la VA est minimale. Une fois la VA sélectionnée, les valeurs de celle-ci sont modifiées de façon à ressembler davantage aux valeurs de l'échantillon. Les valeurs des unités voisines sont également modifiées à l'aide des connexions latérales entre les cellules hexagonales. Cette modification est effectuée à l'intérieur d'un voisinage défini par l'utilisateur, dont la taille est réduite durant la phase d'apprentissage. L'ampleur des modifications est fonction de la distance par rapport à l'unité d'origine. Les VA des hexagones situées près de la VA sélectionnée sont sujettes à une plus grande modification de leur abondance relative que celles des hexagones distants (Foody 1999). Ce procédé est répété pour chaque échantillon.

Les étapes d'apprentissage sont résumées par Giraudel et Lek (2001) de la façon suivante:

- Étape 1 : À $t=0$, les valeurs aléatoires (VA) sont initialisées à partir des variables de la base de données;
- Étape 2 : un échantillon est choisi aléatoirement comme unité d'entrée;

- Étape 3 : les distances entre les échantillons et les VA sont calculées;
- Étape 4 : la VA dont la distance avec l'échantillon est minimale est la VA sélectionnée;
- Étape 5 : les VA sont reconstruites selon la formule suivante:

$$w_{ik}(t+1) = w_{ik} + h_{ck}(t)[x_{ij}(t) - w_{ik}(t)]$$

w_{ik} : valeurs des variables de la VA;

x_{ij} : valeurs des variables des échantillons;

t : temps (itérations) ;

h_{ck} : fonction de voisinage.

- Étape 6 : $t = t + 1$. Si $t < t_{\max}$ alors retourne à l'étape 2. Si non, on arrête l'entraînement.

La fonction $h_{ck}(t)$ est appelée *fonction de voisinage* (« *neighbourhood function* »). Plusieurs fonctions peuvent être utilisées (voir Kohonen 1995), mais la plus employée demeure la fonction Gaussienne:

$$h_{ck}(t) = \alpha(t) \exp(-||r_k - r_c||^2 / 2\sigma^2(t))$$

où :

- $||r_k - r_c||$ est la distance euclidienne entre la VA sélectionnée pour l'échantillon et chaque VA voisine;
- $\sigma(t)$ est une fonction décroissante du temps (itérations) qui définit la taille du voisinage de la CVS modifiée par le processus d'apprentissage;
- $\alpha(t)$ est le coefficient du degré d'apprentissage (« learning rate factor ») qui décroît avec le temps;
- σ et α convergent vers 0 lorsque t décroît.

Le processus d'apprentissage s'effectue en deux phases consécutives :

1. La phase d'ordination (« ordering phase ») : les VA sont fortement modifiées dans un voisinage très large de la cellule sélectionnée pour de grandes valeurs de σ et α .
2. La phase d'accordement (« tuning phase ») : seulement les VA des cellules adjacentes à la VA sélectionnée sont modifiées. Cette phase est plus longue que la première phrase car $\alpha(t)$ converge lentement vers 0.

Au terme du processus, des VA types sont créées pour chaque cellule à partir des échantillons associés à celle-ci. Les échantillons similaires sont associés à la même cellule ou à des cellules proximales sur la carte de Kohonen, alors que les échantillons différents sont associés à des cellules distales (Foody 1999) (Figure L.2).

Pour former des groupes de cellules, donc des groupes plus généralisés, il faut utiliser les similarités entre les cellules. Pour ce faire, la matrice de distances unifiées (« Unified distance matrix algorithm »; *U-matrix*; Ultsch 1993) calcule les distances entre les cellules avoisinantes de la carte. Ces distances peuvent être visualisées pour représenter les groupes en utilisant

une échelle de gris sur la carte. Le diagramme hiérarchique de Ward ou de type k-mean, issu des distances établies entre les cellules de la *U-matrix*, peut être utilisé en complémentarité (Figure L.3).

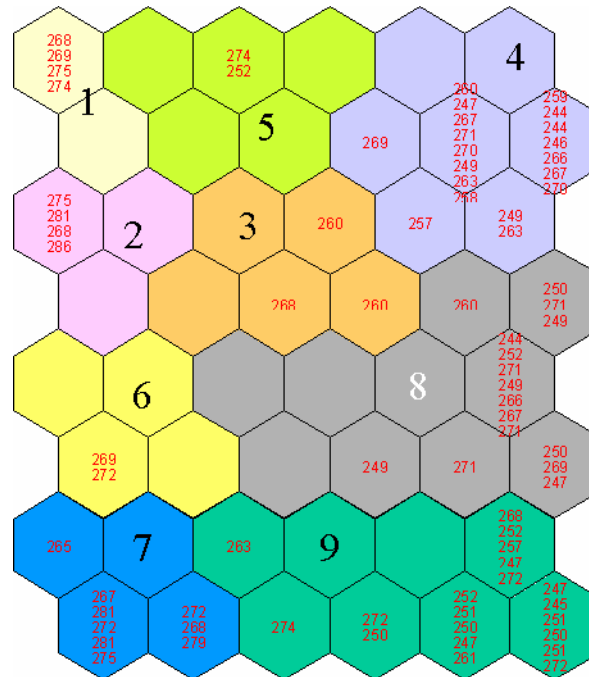


Figure L. 2 : Exemple d'une carte auto-organisatrice de Kohonen.

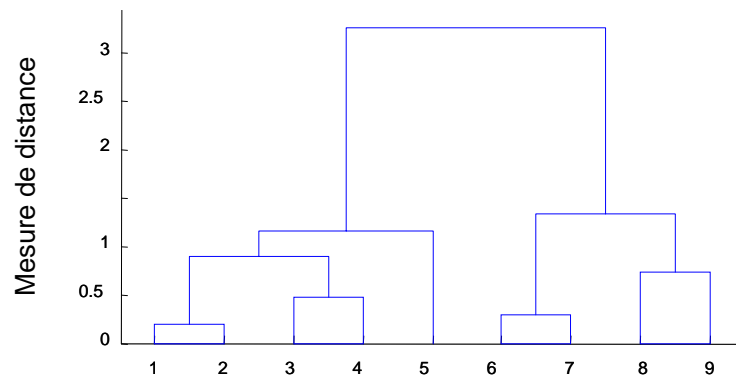


Figure L. 3 : Représentation schématique du diagramme hiérarchique de Ward issu de la *U-Matrix*.

L.2.2. Contribution de chaque variable à l'explication des groupes

Les cartes de distribution (« distribution maps » ou « component planes ») issues des SOMs (ex. voir Grenier *et al.* 2006) représentent une façon efficace de visualiser et de suggérer quelles variables contribuent davantage dans la formation des groupes.

L'indice des valeurs indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) peut également être utilisé à cette fin. Cet indice tient compte de l'abondance et de la probabilité d'occurrence de chaque variable dans chacun des groupes (Coste *et al.* 2004). Une valeur indicatrice élevée d'une variable pour un groupe signifie qu'elle caractérise fortement celui-ci. Cet indice a notamment été utilisé par Gosselain *et al.* (2005) et Grenier (2005).

Park *et al.* (2005a) ont développé le *Global structuring index* (GSI) permettant également de quantifier l'importance de chaque variable dans la formation des groupes. Cette valeur quantifiée et son calcul s'apparentent à l'indice des valeurs indicatrices de Dufrêne et Legendre (1997).

Ces trois méthodes peuvent être utilisées pour sélectionner les variables « indicatrices » de conditions environnementales particulières.

ANNEXE M. LISTE DES 340 PESTICIDES (HORNSBY *ET AL.*, 1996) CLASSÉS SELON LA MÉTHODE DES CARTES DE KOHONEN

Tableau M. 1 : Liste des 340 pesticides avec les valeurs de leurs paramètres bio-physico-chimiques (sorption [ml/g], solubilité [mg/l] et demi-vie [jour]) et leur classification selon la méthode des cartes auto-organisatrices de Kohonen. Code des principaux organismes-cibles principaux de chaque pesticide : A = Algicide; B = biocide (au moins trois organismes-cibles, soit par exemple H+I+F); FO = fongicide; FU = fumigant pesticide (insecticide et/ou nématicide, *etc.*); H = herbicide; I = insecticide; RC = Régulateur de Croissance.

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
1	1	1,2-DICHLOROPROPANE	FU	2700	700	50
	2	1,3-DICHLOROPROPENE	FU	2250	10	32
	3	1-NAPHTHALENEACETAMIDE	RC	100	10	100
	4	2,4,5-T ACID	H	278	30	80
	6	2,4,5-T ESTERS	H	50	30	80
	7	2,4-D ACID	H	890	10	20
	17	ALACHLOR	H	240	15	170
	21	AMETRYN	H	185	60	300
	22	AMINOCARB	I	915	6	100
	26	ANCYMIDOL	RC	650	120	120
	30	ATRAZINE	H	33	60	100
	43	BROMACIL ACID	H	700	60	32
	44	BROMACIL LITHIUM SALT	H	700	60	32
	51	CARBARYL	I	120	10	300
	53	CARBOFURAN	I	351	50	22
	54	CARBON DISULFIDE	FU	2300	1,5	60
	56	CARBOXIN	FO	195	3	260
	62	CHLORIMURON ETHYL	H	1200	40	110
	65	CHLOROPICRIN	FU	2270	1	62
	75	CLOMAZONE (Dimethazone)	H	1100	24	300
	78	CYANAZINE	H	170	14	190
86	DAZOMET	FU	3000	7	10	
87	DBCP	FU	1000	180	70	
93	DEMETON	I	60	15	70	
100	DICHLORMID	H	5000	7	40	
102	DICHLORVOS (DDVP)	I	10000	0,5	30	
111	DIMETHIPIN	RC	3000	120	10	

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	112	DIMETHIRIMOL	FO	1200	120	90
	117	DINOSEB	H	52	30	30
	119	DINOSEB SALTS	H	2200	20	63
	120	DIOXACARB	I	6000	2	40
	121	DIPHENAMID	H	260	30	210
	133	EPTC	H	344	6	200
	139	ETHOPROP (Ethoprophos)	I	750	25	70
	140	ETHYLENE DIBROMIDE (EDB)	FU	4300	100	34
	143	FENAMINOSULF	FO	20000	2	15
	144	FENAMPHOS	I	400	50	100
	147	FENFURAM	FO	100	42	300
	149	FENOPROP (2,4,5-TP)(SILVEX)	RC	140	21	300
	153	FENSULFOTHION	I	1540	30	300
	155	FENURON	H	3850	60	42
	157	FERBAM	FO	120	17	300
	163	FLUOMETURON	H	110	85	100
	170	FOSETYL-ALUMINUM	FO	120000	0,1	20
	173	HALOXYFOP-METHYL	H	43	55	75
	180	IMAZAMETHABENZ-METHYL (m-isomer)	H	1370	45	66
	181	IMAZAMETHABENZ-METHYL (p-isomer)	H	857	45	35
	182	IMAZAPYR ACID	H	11000	90	100
	184	IMAZAQUIN ACID	H	60	60	20
	188	ISAZOFOS	I	69	34	100
	197	MALEIC HYDRAZIDE ACID	RC	6000	30	250
	205	MEFLUIDIDE	RC	180	4	200
	208	METALDEHYDE	I	230	10	240
	213	METHIDATHION	I	220	7	400
	218	METHYL ISOTHIOCYANATE	FU	7600	7	6
	221	METOLACHLOR	H	530	90	200
	222	METRIBUZIN	H	1220	40	60
	227	MOLINATE	H	970	21	190
	229	MONOLINURON	H	735	60	200
	230	MONURON	H	230	170	150
	235	NALED	I	2000	1	180
	247	OXYCARBOXIN	FO	1000	20	95
	269	PIRIMICARB	I	2700	10	23
	270	PIRIMIPHOS-ETHYL	I	93	45	300
	272	PRIMISULFURON-METHYL	H	70	30	50
	278	PROMECARB	I	91	20	200
	279	PROMETON	H	720	500	150
	282	PROPACHLOR	H	613	6,3	80
	284	PROPANIL	H	200	1	149
	287	PROPHAM (IPC)	RC	250	10	200
	289	PROPOXUR	I	1800	30	30
	290	PYRAZON (Chloridazon)	H	400	21	120
	295	SECBUMETON	H	600	60	150

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	296	SETHOXYDIM	H	4390	5	100
	299	SIMETRYN	H	450	60	200
	301	SULFOMETURON-METHYL	H	70	20	78
	304	TEBUTHIURON	H	2500	360	80
	306	TERBACIL	H	710	120	55
	312	THIFENSULFURON-METHYL	H	2400	12	45
	314	THIOCYCLAM-HYDROGEN OXALATE	I	84000	1	20
	321	TRIADIMEFON	FO	71,5	26	300
	324	TRIBENURON METHYL	H	280	10	46
338	VINCLOZOLIN	FO	1000	20	100	
2	5	2,4,5-T AMINE SALTS	H	500000	24	80
	8	2,4-D DIMETHYLAMINE SALT	H	796000	10	20
	11	2,4-DB DIMETHYLAMINE SALT	H	709000	10	20
	12	3-CPA SODIUM SALT	H	200000	10	20
	14	ACEPHATE	I	818000	3	2
	15	ACIFLUORFEN SODIUM SALT	H	250000	14	113
	16	ACROLEIN	A	208000	14	0,5
	18	ALDICARB	I	6000	30	30
	19	ALDOXYCARB (Aldicarb sulfone)	I	10000	20	10
	24	AMITROLE (Aminotriazole)	H	360000	14	100
	25	AMS (Ammonium Sulfamate)	H	684000	14	3
	29	ASULAM SODIUM SALT	H	550000	7	40
	40	BENTAZON SODIUM SALT	H	2300000	20	34
	57	CDAА (Allidochlor)	H	20000	10	20
	58	CHLORAMBEN SALTS	H	900000	14	15
	71	CHLORSULFURON	H	7000	40	40
	76	CLOPYRALID AMINE SALT	H	300000	40	6
	83	CYROMAZINE	I	136000	150	200
	84	DALAPON SODIUM SALT	H	900000	30	1
	85	DAMINOZIDE	RC	100000	21	10
	97	DICAMBA SALT	H	400000	14	2
	105	DICROTOPHOS	I	1000000	20	75
	113	DIMETHOATE	I	39800	7	20
	114	DIMETHYLARSENIC ACID	I	200000000	50	1000
	126	DNOC SODIUM SALT	B	100000	20	20
	130	ENDOTHALL (Endothal) SALT	H	100000	7	20
	142	FENAC (Chlorfenac) SALT	H	500000	180	20
	166	FOMESAFEN SODIUM SALT	H	700000	100	60
	169	FOSAMINE AMMONIUM SALT	H	1790000	8	150
	171	GLUFOSINATE AMMONIUM SALT	H	1370000	7	100
176	HEXAZINONE	H	33000	90	54	
183	IMAZAPYR ISOPROPYLAMINE SALT	H	500000	90	100	
185	IMAZAQUIN AMMONIUM SALT	H	160000	60	20	
186	IMAZETHAPYR (AC 263, 499)	H	200000	90	10	
198	MALEIC HYDRAZIDE POTASSIUM SALT	H	400000	30	20	
201	MCPA DIMETHYLAMINE SALT	H	866000	25	2000	

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	203	MCPB SODIUM SALT	H	200000	14	20
	204	MECOPROP (MCP) DIMETHYLAMINE SALT	H	660000	21	20
	207	METALAXYL	FO	8400	70	50
	209	METAM SODIUM SALT	B	963000	7	10
	210	METHAMIDOPHOS	I	1000000	6	5
	215	METHOMYL	I	58000	30	72
	217	METHYL BROMIDE	B	13400	55	22
	223	METSULFURON-METHYL	H	9500	30	35
	224	MEVINPHOS	I	600000	3	44
	228	MONOCROTOPHOS	I	1000000	30	1
	234	NAA SODIUM SALT	RC	419000	10	20
	238	NAPTALAM SODIUM SALT	H	231000	14	20
	240	NICOSULFURON	H	22000	21	30
	246	OXAMYL	I	282000	4	25
	248	OXYDEMETON-METHYL	I	1000000	10	10
	257	PENTACHLOROPHENOL	B	100000	48	30
	258	PERFLUIDONE	H	500000	30	30
	266	PHOSPHAMIDON	I	1000000	17	7
	267	PICLORAM SALT	H	200000	90	16
	300	SODIUM CHLORATE	H	100000	200	10
303	TCA	H	1200000	21	3	
326	TRICHLORFON	I	120000	10	10	
328	TRICLOPYR AMINE SALT	H	2100000	46	20	
332	TRIFLUMIZOLE	FO	12500	14	40	
3	28	ARSENIC ACID	B	17000	10000	100000
	61	CHLORDIMEFORM HYDROCHLORIDE	I	500000	60	100000
	77	CRYOLITE	I	420	3000	10000
	109	DIFENZOQUAT METHYLSULFATE SALT	H	817000	100	54500
	123	DIQUAT DIBROMIDE SALT	H	718000	1000	1000000
	127	DODINE ACETATE	FO	700	20	100000
	128	DSMA	H	250000	180	7000
	136	ETHEPHON	RC	1239000	10	100000
	168	FORMETANATE HYDROCHLORIDE SALT	I	500000	100	1000000
	172	GLYPHOSATE ISOPROPYLAMINE SALT	H	900000	47	24000
	179	IMAZALIL	FO	1400	150	4000
	206	MEPIQUAT CHLORIDE SALT	RC	1000000	1000	1000000
	211	METHANEARSONIC ACID SODIUM SAL	H	1400000	1000	100000
	231	MSMA	H	1000000	180	7000
	252	PARAQUAT DICHLORIDE SALT	H	620000	1000	1000000
	283	PROPAMOCARB HYDROCHLORIDE	FO	1000000	30	1000000
330	TRICYLAZOLE	FO	1600	21	1200	
4	20	ALDRIN	I	0,027	365	5000
	35	BENEFIN (Benfluralin)	H	0,1	40	9000
	42	BIFENTHRIN	I	0,1	26	240000
	55	CARBOPHENOTHION	I	0,34	30	50000
	60	CHLORDANE	I	0,06	350	20000

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
5	74	CLOFENTEZINE	I	0,1	40	45000
	80	CYFLUTHRIN	I	0,002	30	100000
	82	CYPERMETHRIN	I	0,004	30	100000
	89	DCPA (Chlorthal-dimethyl)	H	0,5	100	5000
	90	DDD (TDE)	I	0,02	1000	100000
	91	DDE	I	0,1	1000	50000
	92	DDT	I	0,0055	2000	2000000
	103	DICLOFOP-METHYL	H	0,8	30	16000
	106	DIELDRIN	I	0,2	1000	12000
	129	ENDOSULFAN	I	0,32	50	12400
	131	ENDRIN	I	0,23	4300	10000
	137	ETHION	I	1,1	150	10000
	161	FLUCYTHRINATE	I	0,06	21	100000
	165	FLUVALINATE	I	0,005	7	1000000
	174	HEPTACHLOR	I	0,056	250	24000
	175	HEXACHLOROBENZENE (HCB)	I	0,005	1000	50000
	178	HYDRAMETHYLNON (Amdro)	I	0,006	10	730000
	190	ISOPROPALIN	H	0,1	100	10000
	193	LAMBDA-CYHALO'THRIN	I	0,005	30	180000
	216	METHOXYCHLOR	I	0,1	120	80000
	220	METIRAM	FO	0,1	20	500000
	226	MIREX	I	0,00007	3000	1000000
	242	NITROFEN	H	1	30	10000
	249	OXYFLUORFEN	H	0,1	35	100000
	256	PENDIMETHALIN	H	0,275	90	5000
	259	PERMETHRIN	I	0,006	30	100000
	275	PRODIAMINE	H	0,013	120	13000
	277	PROFLURALIN	H	0,1	110	10000
	291	PYRETHRINS	I	0,001	12	100000
	293	RESMETHRIN	I	0,01	30	100000
	302	SULPROFOS	I	0,31	140	12000
	305	TEMEPHOS	I	0,001	30	100000
	319	TOXAPHENE	I	3	9	100000
	320	TRALOMETHRIN	I	0,001	27	100000
	333	TRIFLURALIN	H	0,3	60	8000
	336	TRIPHENYLITIN HYDROXIDE	H	1	75	23000
5	13	ABAMECTIN (Avermectin)	I	5	28	5000
	37	BENOMYL	FO	2	67	1900
	39	BENSULIDE	H	5,6	120	1000
	52	CARBENDAZIM (MBC)	FO	8	120	400
	63	CHLOROBENZILATE	I	13	20	2000
	64	CHLORONEB	FO	8	130	1650
	66	CHLOROTHALONIL	FO	0,6	30	1380
	67	CHLOROXYURON	H	2,5	60	3000
	69	CHLORPYRIFOS	I	0,4	30	6070
81	CYHEXATIN	I	1	50	4000	

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	88	DCNA (Dicloran)	FO	7	60	1000
	94	DESMEDIPHAM	H	8	30	1500
	98	DICHOLOBENIL	H	21,2	60	400
	104	DICOFOL	I	0,8	45	5000
	107	DIENOCHLOR	I	25	300	600
	115	DINITRAMINE	H	1,1	30	4000
	122	DIPROPETRYN	H	16	30	900
	125	DIURON	H	42	90	480
	134	ESFENVALERATE	I	0,002	35	5300
	135	ETHALFLURALIN	H	0,3	60	4000
	141	ETRIDIAZOLE	FO	50	103	1000
	145	FENARIMOL	FO	14	360	600
	146	FENBUTATIN OXIDE	I	0,0127	90	2300
	154	FENTHION	I	4,2	34	1500
	156	FENVALERATE	I	0,002	35	5300
	160	FLUCHLORALIN	H	0,9	60	3000
	162	FLUMETRALIN	RC	0,1	20	10000
	167	FONOFOS	I	16,9	40	870
	177	HEXYTHIAZOX	RC	0,5	30	6200
	189	ISOFENPHOS	I	24	150	600
	191	ISOXABEN	H	1	100	1400
	194	LINDANE	I	7	400	1100
	195	LINURON	H	75	60	400
	199	MANCOZEB	FO	6	70	2000
	200	MANEB	FO	6	70	2000
	202	MCPA ESTER	H	5	25	1000
	232	MYCLOBUTANIL	FO	142	66	500
	237	NAPROPAMIDE	H	74	70	700
	239	NEBURON	H	5	120	2500
	244	ORYZALIN	H	2,5	20	600
	245	OXADIAZON	H	0,7	60	3200
	250	OXYTHIOQUINOX (Quinomethionate)	I	1	30	2300
	251	PACLOBUTRAZOL	RC	35	200	400
	254	PCNB	FO	0,44	21	5000
	261	PHENMEDIPHAM	H	4,7	30	2400
	262	PHENTHOATE	I	11	35	1000
	263	PHORATE	I	22	60	1000
	268	PIPERALIN	FO	20	30	5000
	273	PROCHLORAZ	FO	34	120	500
	280	PROMETRYN	H	33	60	400
	281	PRONAMIDE (Propyzamide)	H	15	60	800
	285	PROPARGITE	I	0,5	56	4000
	286	PROPazine	H	8,6	135	154
	288	PROPICONAZOLE	FO	110	110	650
	292	QUIZALOFOP-ETHYL	H	0,31	60	510
	297	SIDURON	H	18	90	420

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	298	SIMAZINE	H	6,2	60	130
	308	TERBUTRYN	H	22	42	2000
	310	THIABENDAZOLE	FO	50	403	2500
	318	TOLCLOFOS-METHYL	FO	0,3	30	2000
	322	TRIADIMENOL	FO	47	300	800
	323	TRIALATE	H	4	82	2400
	327	TRICHLORONAT	I	50	139	400
	329	TRICLOPYR ESTER	H	23	46	780
	331	TRIDIPHANE	H	1,8	28	5600
339	ZINEB	FO	10	30	1000	
6	9	2,4-DB ACID	H	46	5	440
	10	2,4-DB BUTOXYETHYL ESTER	H	8	7	500
	23	AMITRAZ	I	1	2	1000
	27	ANILAZINE	FO	8	1	1000
	31	AZINPHOS-METHYL	I	29	10	1000
	32	BARBAN	H	11	5	1000
	33	BENALAXYL	FO	37	30	1000
	34	BENDIOCARB	I	40	5	570
	36	BENODANIL	FO	20	25	700
	38	BENSULFURON METHYL	H	120	5	370
	41	BIFENOX	H	0,398	7	10000
	45	BROMOXYNIL BUTYRATE ESTER	H	27	7	1079
	46	BROMOXYNIL OCTANOATE ESTER	H	0,08	7	10000
	47	BUTACHLOR	H	23	12	700
	48	BUTYLATE	H	44	13	400
	49	CAPTAFOL	FO	1,4	7	3000
	50	CAPTAN	FO	5,1	2,5	200
	59	CHLORBROMURON	H	35	40	500
	68	CHLORPROPHAM (CIPC)	H	89	30	400
	70	CHLORPYRIFOS-METHYL	I	4	7	3000
	72	CHLOZOLINATE	FO	1	2	10000
	73	CINMETHYLIN	H	63	30	300
	79	CYCLOATE	H	95	30	430
	95	DI-ALLATE	H	14	30	500
	96	DIAZINON	I	60	40	1000
	99	DICHLONE	FO	0,1	10	10000
	101	DICHLORPROP (2,4-DP) ESTER	H	50	10	1000
	108	DIETHATYL-ETHYL	H	105	30	1400
	110	DIFLUBENZURON	I	0,08	10	10000
	116	DINOCAP	FO	4	5	550
118	DINOSEB PHENOL	H	50	20	500	
124	DISULFOTON	I	25	30	600	
132	EPN	I	0,5	15	4000	
138	ETHOFUMESATE	H	50	30	340	
148	FENITROTHION	I	30	4	2000	
150	FENOXAPROP-ETHYL	H	0,8	9	9490	

Groupe	# Pesticide	Pesticide	Organismes-cibles	Solubilité [mg/l]	Demi vie [jour]	Sorption [ml/g]
	151	FENOXYCARB	I	6	1	1000
	152	FENPROPATHRIN	I	0,33	5	5000
	158	FLUAZIFOP-BUTYL	H	2	21	3000
	159	FLUAZIFOP-P-BUTYL	H	2	15	5700
	164	FLURIDONE	H	10	21	1000
	187	IPRODIONE	FO	13,9	14	700
	192	LACTOFEN	H	0,1	3	10000
	196	MALATHION	I	130	1	1800
	212	METHAZOLE	H	1,5	14	3000
	214	METHIOCARB (Mercaptodimethur)	I	24	30	300
	219	METHYL PARATHION	I	60	5	5100
	225	MEXACARBATE	I	100	10	300
	233	NAA ETHYL ESTER	RC	105	10	300
	236	NAPHTHALENE	I	30	30	500
	241	NITRAPYRIN	B	40	10	570
	243	NORFLURAZON	H	28	30	700
	253	PARATHION (Ethyl parathion)	I	24	14	5000
	255	PEBULATE	H	100	14	430
	260	PETROLEUM OIL	B	100	10	1000
	264	PHOSALONE	I	3	21	1800
	265	PHOSMET	I	20	19	820
	271	PIRIMPHOS-METHYL	I	9	10	1000
	274	PROCYMIDONE	FO	4,5	7	1500
	276	PROFENOFOS	I	28	8	2000
	294	ROTENONE	I	0,2	3	10000
	307	TERBUFOS	I	5	5	500
	309	TETRACHLORVINPHOS	I	11	2	900
	311	THIDIAZURON	RC	20	10	110
	313	THIOBENCARB	H	28	21	900
	315	THIODICARB	I	19,1	7	350
	316	THIOPHANATE-METHYL	FO	3,5	10	1830
	317	THIRAM	FO	30	15	670
	325	TRIBUFOS	RC	2,3	10	5000
	334	TRIFORINE	FO	30	21	540
335	TRIMETHACARB	I	58	20	400	
337	VERNOLATE	H	108	12	260	
340	ZIRAM	FO	65	30	400	

ANNEXE N. CLASSIFICATION ANTÉRIEURE DES PESTICIDES PAR LA MÉTHODE DE L'EXPERTISE (ROUSSEAU *ET AL.*, 2006)

Figure tirée du rapport précédent pour EC (Rapport *R-786F*) :

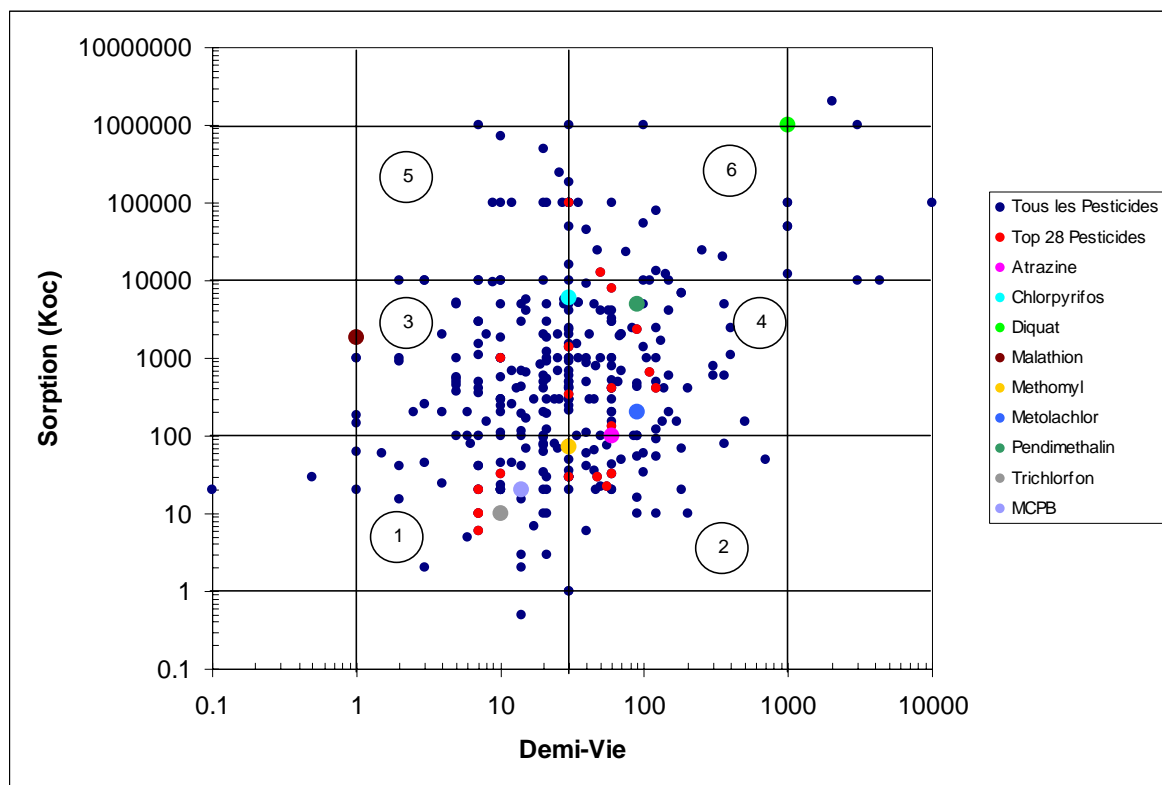


Figure N. 1 : Classification (en 6 classes-groupes) des 340 pesticides (banque de données de Hornsby *et al.*, 1996). « *Top 28 pesticides* » représente les composés présents à la fois dans la banque de données et dans la liste des 50 pesticides « prioritaires » d'EC. Les composés nominatifs avec un symbole de couleur distinctive comptent parmi les 10 pesticides « *Top ten* » d'EC, excepté le *Métolachlor* et le *MCPB*.