Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau Terre Environnement

MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE CAU AU VIETNAM

par
Lise Audet
B.Sc. Physique
M.ATDR

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès Sciences (M.Sc.) en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examinateur externe	Frédéric Gérard INRA-IRD SupAgro Montpellier
Examinateur interne	Alain N. Rousseau INRS-ETE Université du Québec
Directrice de recherche	Sophie Duchesne INRS-ETE Université du Québec

Mai 2013

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Sophie pour sa grande sollicitude et son implacable efficacité. Son sourire accueillant et son soutien indéfectible m'ont encouragée à mener à bien cette entreprise si délicate d'approcher un milieu qui vit à la limite des échanges gazeux et des solides qui se dissolvent, qui peut être à la fois si microscopique mais combien essentiel pour la suite du monde.

Ce fut un bonheur de connaître Trang, Kim, Tuan, Ha pour leur approche chaleureuse et Nam pour les nombreux échanges partagés avec plaisir au moment de la pause.

Merci à tous pour avoir créé un milieu de recherche accueillant et aussi stimulant, et en particulier à Sébastien, Michel, Babacar et Jean-Daniel pour leur aide technique.

RÉSUMÉ

La présente étude porte sur la modélisation de la qualité de l'eau de la rivière Cau au Vietnam. Elle s'insère dans un projet de gestion intégrée du bassin versant de la rivière Cau à l'aide du système informatisé GIBSI. Nous avons utilisé QUAL2E-GIBSI, une version adaptée de QUAL2E, pour simuler dix variables d'état reliées à l'oxygène, au phosphore, à l'azote, à la chlorophylle-A et aux coliformes.

Les données d'observation nécessaires pour ce travail proviennent de quatre campagnes de mesures menées de 2008 à 2010 sur la rivière Cau et sur ses affluents les plus importants. Sur la rivière Cau, trois stations sont représentatives de trois régions géographiques, que ce soit des zones forestières en montagnes, des zones agricoles dans les vallées et des zones urbaines dans la plaine.

Pour le calage du modèle, une approche en trois étapes a été utilisée. En premier lieu, le calage initial s'est basé sur les valeurs par défaut de QUAL2E, sauf pour les paramètres de sédimentation qui ont été ajustés ultérieurement selon les caractéristiques de chaque milieu. En second lieu, l'analyse de sensibilité a facilité l'identification des paramètres les plus influents. À la dernière étape, les caractéristiques régionales (montagnes, vallées, plaines) ont été prises en compte pour l'ajustement final des paramètres.

L'écart relatif entre les simulations et les observations (concentrations moyennes journalières) a servi de critère de comparaison pour évaluer les résultats du calage. Les résultats ont montré que la prise en compte des caractéristiques régionales a permis d'abaisser de moitié l'écart relatif moyen pour toutes les variables prises en compte, en passant de 25 % au calage initial à 13 % au calage régional.

Mots clés : Modélisation, Qualité de l'eau, Vietnam, QUAL2E, GIBSI.

ABSTRACT

The present study concerns the modeling of water quality in the Cau River (Vietnam). The study is part of an integrated management project of the Cau River watershed with the computer system GIBSI. In this study, we used QUAL2E-GIBSI, an adaptation of the QUAL2E model, to simulate 10 state variables related to oxygen, phosphorus, nitrogen, chlorophyll *a* and coliforms.

Observed data from four field investigations during the 2008-2010 period, in the Cau River and its main tributaries, were used. In the Cau River, observations were made at three different locations, each one corresponding to a specific region with a dominant land use, namely forest lands in mountains, agricultural lands in valleys and urban zones in plains.

To calibrate the model, a three-step approach was used. First of all, we made an initial calibration based on default values of the parameters proposed for QUAL2E, with values for sediment parameters considered as zero. Secondly, in order to determine the influence of each model parameter, a sensitivity analysis was carried out based on the initial calibration. Finally, at the last step of calibration, regional characteristics were used to find a set of values for the parameters to improve simulation results.

The relative difference between observations (mean values of daily concentrations) and simulation results was determined. Results showed that taking into consideration the regional characteristics in the calibration process, in the case of the Cau River watershed, helped improve the water quality simulation results, from 25% as mean relative difference between simulated and observed values at the first step, to 13% at the last step.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION 1

2. BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CAU 5

2.1 CARACTÉRISTIQUES DE LA RÉGION 5

2.1.1 Bassin versant 5

2.1.2 Topographie 8

2.1.3 Utilisation du sol 12

2.2 CLIMAT ET RÉGIME HYDROLOGIQUE DE LA RIVIÈRE CAU 14

2.3 CARACTÉRISTIQUES SOCIOÉCONOMIQUES 19

2.3.1 Population 19

2.3.2 Économie 20

2.3.3 Agriculture 20

2.3.4 Sylviculture 21

2.3.5 Industries et mines 22

2.4 LUTTE CONTRE LA POLLUTION AU VIETNAM 24

2.4.1 État de la situation 24

2.4.2 Sources de pollution 24

2.4.3 Programmes d'interventions gouvernementales 25

2.5 ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DE LA RIVIÈRE CAU 27

3. REVUE DE LITTÉRATURE 29

3.1 DÉVELOPPEMENT HISTORIQUE DES MODÈLES DE SIMULATION 29

3.1.1 Qualité de l'eau 30

3.1.2 Rejets ponctuels et diffus 31

3.1.3 Hydrologie 31

3.1.4 Érosion et transport des sédiments 32

3.1.5 Bassin versant 35

3.1.6 Développements ultérieurs 36

3.1.7 Pente des bassins versants 37

3.1.8 Transport des nutriments 38

3.1.9 Divers modèles d'applications spécifiques 39

3.2 MODÉLISATION DE L'OXYGÈNE DISSOUS AVEC QUAL2E 40
3.2.1 Oxygène dissous 41
3.2.2 Demande biologique en oxygène 44
3.2.3 L'activité chlorophyllienne 44
3.2.4 Composés d'azote 44
3.2.5 Composés de phosphore 45
3.3 GESTION PAR BASSIN VERSANT AVEC GIBSI 46
3.3.1 Ensemble de logiciels 47
3.3.2 Attributs agricoles 48
3.3.3 Occupation du sol, attributs des barrages et des rejets 49
3.4 PROCESSUS SIMULÉS PAR QUAL2E-GIBSI 50
3.4.1 Le transport, la dispersion et la dilution des concentrations 51
3.4.2 Les processus chimiques et biologiques 55
3.4.3 La température 58
3.4.4 L'érosion et le transport des sédiments 58
3.5 MODALITÉS D'APPLICATION ET OPTIMISATION DES PARAMÈTRES 59
3.5.1 Échelles d'application 59
3.5.2 L'estimation des paramètres 59
3.6 SYNTHÈSE 62
4. APPLICATION DE QUAL2E À LA RIVIÈRE CAU 63
4.1 COLLECTE DE DONNÉES 63
4.2 DÉCOUPAGE EN TRONÇONS 66
4.2.1 Réseau hydrographique 66
4.2.2 Débits 67
4.3 RÉGIONALISATION DES VALEURS DES INTRANTS 68
4.4 CONDITIONS INITIALES 70
4.5 CONDITIONS LIMITES 71
4.6 CALAGE ET VALIDATION 72
4.6.1 Calage initial 72
4.6.2 Analyse de sensibilité 73
4.6.3 Calage régional et validation 75
4.6.4 Fonction « objectif » 76
4.7 SYNTHÈSE 77

5. ANALYSE DES DONNÉES OBSERVÉES 79
5.1 VARIATIONS SAISONNIÈRES 80
5.1.1 Débits et sédiments 80
5.1.2 Oxygène dissous 83
5.1.3 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5) 86
5.1.4 Coliformes 86
5.1.5 Chlorophylle-A 89
5.1.6 Azote organique 89
5.1.7 Azote ammoniacal 89
5.1.8 Nitrites 90
5.1.9 Nitrates 90
5.1.10 Phosphore organique 92
5.1.11 Phosphore dissous 93
5.2 ÉVOLUTION CHRONOLOGIQUE DES CONCENTRATIONS AUX TROIS STATIONS 94
5.2.1 Septembre 2008 94
5.2.2 Janvier 2009 96
5.2.3 Avril 2009 98
5.2.4 Avril 2010 100
5.3 SYNTHÈSE 102
6. RÉSULTATS 105
6.1 CALAGE INITIAL 106
6.2 ANALYSE DE SENSIBILITÉ LOCALE 108
6.3 CALAGE RÉGIONAL ET VALIDATION 110
6.4 ANALYSE DES PARAMÈTRES 112
6.4.1 Cycle de l'oxygène 113
6.4.2 Cycle de la production algale 120
6.4.3 Cycle de l'azote 125
6.4.4 Cycle du phosphore 130
6.5 SYNTHÈSE 134
7. CONCLUSION 135
7.1 DONNÉES OBSERVÉES 135
7.2 CALAGE ET VALIDATION DU MODÈLE 136
7.3 GIBSI 138
7.4 PERSPECTIVES 139

8. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 141
9. ANNEXES 155
9.1 DÉCRETS ENVIRONNEMENTAUX 155
9.2 SOURCES DE POLLUTION 157
9.3 RECENSEMENT DES ESPÈCES DE PHYTOPLANCTON 158
9.3.1 Bacillariophytes 159
9.3.2 Chlorophytes 159
9.3.3 Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes 159
9.4 CONTAMINATION PAR LES MÉTAUX LOURDS 166
9.4.1 Manganèse 166
9.4.2 Mercure 166
9.4.3 Plomb 166
9.5 CAMPAGNES DE MESURES DE 2008 À 2010 170
9.6 RÉSULTATS DU CALAGE INITIAL ET RÉGIONAL 171

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1	Partie amont du bassin versant de la rivière Cau au nord du Vietnam	5
Figure 2-2	Provinces et rivières du bassin versant de la rivière Cau	6
Figure 2-3	Réseau hydrographique et stations de mesures de la qualité de l'eau.	7
Figure 2-4	Topographie du bassin versant de la rivière Cau.	9
Figure 2-5	Classes de texture des sols.	10
Figure 2-6	Carte des classes d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Cau	11
Figure 2-7	Teneur en matière organique,	13
Figure 2-8	Moyenne annuelle des précipitations dans le bassin versant de la rivière Cau	16
Figure 2-9	Hydrogramme de 2003 à 2007 à Gia Bay.	18
Figure 2-10	Types et distribution des mines dans le bassin versant de la rivière Cau	23
Figure 2-11	Priorités environnementales	26
Figure 2-12	Niveaux trophiques : phytoplancton, zooplancton et faune aquatique	28
Figure 3-1	Développement historique de SWAT	35
Figure 3-2	Facteur de sédimentation *SDR* lié à la pente d'un bassin versant	37
Figure 3-3	Réservoirs d'azote et de phosphore, minéral et organique, SWAT 2009	39
Figure 3-4	QUAL2E : Interrelations entre les variables d'état de la qualité de l'eau..	42
Figure 3-5	Exemples de logiciels: PHYSITEL, HYDROTEL et QUAL2E.	46
Figure 3-6	GIBSI : Regroupement de programmes et de données	47
Figure 3-7	GIBSI : Attributs agricoles.	48
Figure 3-8	GIBSI : Occupation du sol, attributs des barrages et des rejets.	49
Figure 3-9	Numérotation des tronçons,	52
Figure 3-10	Élément de tronçon de longueur unitaire Δx,	53
Figure 4-1	Les 11 stations de mesure. Découpage en 24 tronçons	64
Figure 4-2	Débit pour les quatre campagnes de données.	65
Figure 4-3	Exemple de simulation des débits moyens journaliers avec HYDROTEL.	67
Figure 4-4	Région I – Montagnes – Tronçons 1 à 12 – Thac Rieng)	69
Figure 4-5	Région II – Vallées – Tronçons 13 à 19 – Thac Buoi	69
Figure 4-6	Région III – Plaines – Tronçons 20 à 24 – Gia Bay	69

Figure 5-1 Débits, températures et pH. 81
Figure 5-2 Collecte de sable. 83
Figure 5-4 Oxygène dissous-2005 à 2010. 84
Figure 5-3 Oxygène, phosphore organique et sédiments en suspension 85
Figure 5-5 Demande Biologique en Oxygène - DBO_5 - 2005 à 2010 86
Figure 5-6 Demande biologique en oxygène, Coliformes et Chlorophylle-A. 87
Figure 5-7 Coliformes – 2005 à 2010. 88
Figure 5-8 Azote organique, azote ammoniacal et nitrates. 91
Figure 5-9 Azote ammoniacal – NH_4^+ - 2005 à 2010. 92
Figure 5-10 Nitrates – NO_3^- - 2005 à 2010. 92
Figure 5-11 Phosphore total – 2005 à 2010. 93
Figure 5-12 Mesures du 17 au 21 septembre 2008 95
Figure 5-13 Mesures du 13 au 17 janvier 2009. 97
Figure 5-14 Mesures du 23 au 27 avril 2009. 99
Figure 5-15 Mesures du 16 au 20 avril 2010. 101

Figure 6-1 Résultats de simulation pour l'oxygène dissous (a) et la DBO5 (b). 114
Figure 6-2 Résultats de simulation pour les coliformes (a) et la chlorophylle-A (b). 119
Figure 6-3 Mesures de coliformes le long de la rivière Cau et aux affluents importants... 120
Figure 6-4 Résultats de simulation pour l'azote organique (a) et l'azote ammoniacal (b). 127
Figure 6-5 Résultats de simulation pour les nitrites (a) et les nitrates (b) 129
Figure 6-6 Résultats de simulation pour le phosphore organique (a) et dissous (b). 131

Figure 9-1 Bacillariophytes en octobre, novembre et décembre 2005. 160
Figure 9-2 Espèces représentatives de huit classes de Bacillariophytes. 161
Figure 9-3 Chlorophytes en octobre, novembre et décembre 2005 162
Figure 9-4 Espèces représentatives de neuf classes de Chlorophytes 163
Figure 9-5 Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes. 164
Figure 9-6 Espèces représentatives des Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes. 165
Figure 9-7 Manganèse – 2008 à 2010. 167
Figure 9-8 Mercure – 2008 à 2010. 168
Figure 9-9 Plomb – 2008 à 2010. 169

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Pourcentage de matière organique et zones topographiques. 12
Tableau 2-2 Températures, vitesses du vent et précipitations mensuelles et annuelles. 15
Tableau 2-3 Taux moyen d'humidité mensuelle pour le bassin versant de la rivière Cau 15
Tableau 2-4 Moyennes des débits en plusieurs lieux du bassin versant. 18
Tableau 2-5 Statistiques socio-économiques des six provinces du bassin versant 19
Tableau 2-6 Types de forêt et taux de couvert forestier pour le bassin versant 21

Tableau 3-1 Paramètres de QUAL2E. 43

Tableau 4-1 Critères de régionalisation selon l'occupation du sol 75

Tableau 5-1 Critères de qualité pour l'eau de surface au Vietnam 79
Tableau 5-2 Concentrations moyennes de quatre variables d'état en septembre 2008 102

Tableau 6-1 Résultats du calage initial avec les moyennes journalières. 107
Tableau 6-2 Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres. 109
Tableau 6-3 Résultats du calage régional et de la validation 111
Tableau 6-4 Fonction « objectif » moyenne de la 2ème journée de simulation. 113
Tableau 6-5 Paramètres régionalisés : Oxygène dissous, DBO_5, coliformes 113
Tableau 6-6 Paramètres régionalisés : Chlorophylle-A. 121
Tableau 6-7 Paramètres régionalisés : Composés d'azote 125
Tableau 6-8 Paramètres régionalisés : Composés du phosphore. 130

Tableau 9-1 Sources de pollution par catégories et par priorité, Thai Nguyen et Bac Kan.. 157
Tableau 9-2 Campagnes de mesures de 2008 à 2010 170
Tableau 9-3 Calage initial et régional : Oxygène dissous et DBO_5 172
Tableau 9-4 Calage initial et régional : Coliformes et Chlorophylle-A. 173
Tableau 9-5 Calage initial et régional : Azote organique et ammoniacal 174
Tableau 9-6 Calage initial et régional : Nitrites et Nitrates 175
Tableau 9-7 Calage initial et régional : Phosphore organique et dissous 176

CRÉDITS POUR LES PHOTOS

Figure 4-4 Pham Thai Nam (2009) 69

Figure 4-5 Pham Thai Nam (2009) 69

Figure 4-6 Pham Thai Nam (2009) 69

Figure 5-2 Pham Thai Nam (2009) 83

Figure 9-2 Espèces représentatives de huit classes de Bacillariophytes 161

1. *Melosira granulata* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/Heterokontophyta/Centrales/Melosira/granulata/granulata.jpg
2. *Cocconeis placentula* Maurice Loir, France; http://www.diatomloir.eu/Diatodouces/diatodeux/Cocconeis%20placentula%20un.jpg
3. *Synedra ulna* Maurice Loir, France; http://www.diatomloir.eu/Diatodouces/diatomun/Synedra%20ulna.jpg
4. *Diatoma elongatum* Marina Potapova, (2010) In Diatoms of the United States; http://westerndiatoms.colorado.edu/images/sized/images/species_sem_images_fragments/NYON0016_04.jpg
5. *Navicula* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/heterokontophyta/Raphidineae/Navicula/sp_u3.jpg
6. *Epithemia zebra* Maurice Loir, France; http://www.diatomloir.eu/Diatodouces/diatosept/Epithemia%20zebra.jpg
7. *Nitzschia acicularis* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/PDB/Images/heterokontophyta/raphidineae/Nitzschia/acicularis/sp_02.jpg
8. *Surirella robusta splendida* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/Heterokontophyta/Raphidineae/Surirella/sp_10.jpg

Figure 9-4 Espèces représentatives de neuf classes de Chlorophytes 163

1. *Schroederia Setigera* UTEX – The Culture Collection of Algae at The University of Texas at Austin, Texas, USA; http://www.sbs.utexas.edu/utex/images/algae/2454%20Schroederia%20setigera.jpg
2. *Ankistrodesmus falcatus* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/chlorophyta/Ankistrodesmus/falcatus/sp_1b.jpg
3. *Scenedesmus acutiformis* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/PDB3/PCD0011/C/49.jpg
4. *Spirogyres* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/chlorophyta/spirogyra/group_c/sp_5b.jpg
5. *Gonatozygon aculeatum* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/PDB/Images/Chlorophyta/Gonatozygon/pilosum.jpg
6. *Closterium setaceum* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/chlorophyta/closterium/setaceum/setaceum.jpg
7. *Ulothrix zonata* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/Chlorophyta/Ulothrix/zonata_3.jpg
8. *Schizomeris leibleinii* UTEX – The Culture Collection of Algae at The University of Texas at Austin, Texas, USA; http://www.sbs.utexas.edu/utex/images/algae/1228%20Schizomeris%20leibleinii.jpg
9. *Eudorina* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/chlorophyta/Eudorina/elegans/sp_5.jpg

Figure 9-6 Espèces représentatives des Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes.. 165

1. *Microsystis aeruginosa* MCC_NIESD, Dr Masanobu KAWACHI, National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japon; http://www.shigen.nig.ac.jp/algae/images/strainsimage/nies-1060.jpg

2. *Anabaena* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/prokaryotes/nostocaceae/anabaena/Anabaena7c.jpg

3. *Oscillatoria limosa* Dr. Ralf Wagner, Dusseldorf, Allemagne; http://www.dr-ralf-wagner.de/Bilder/Oscillatoria_limosa-630x.jpg

4. *Mastigocladus laminosus* Pierre Armand Roger, Lalouvesc, Aix-en-Provence, France; http://cyanobacteries.pagesperso-orange.fr/images/Taxonomie/mastigocladus_laminosus.gif

5. *Tolypothrix tenuis* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/Prokaryotes/Scytonemataceae/sp_01.jpg

6. *Euglena gaumei* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/mastigophora/euglena/gaumei/gaumei_1.jpg

7. *Dinobryon sertularia* Yuuji Tsukii, Hosei University, Tokyo, Japon; http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/images/Heterokontophyta/Dinobryon/sertularia/sp_18.jpg

8. *Ceratium hirundinella* John Kinross, Edinburgh, Écosse; http://algalweb.net/ceratium-e.jpg

1. INTRODUCTION

En 1993, le gouvernement du Vietnam adoptait une série de mesures pour gérer l'approvisionnement en eau et contrôler les rejets polluants (Vietnamese Government, 2003). Cela a mené à la création en 2002 d'un ministère de l'environnement (MoNRE) et d'organismes qui oeuvrent au niveau de chaque province (DoNRE). Le gouvernement a aussi mis en place des structures de concertation entre les divers ministères impliqués et les représentants locaux.

Plusieurs législations se sont succédé pour baliser l'implantation des nouvelles réglementations pour les entreprises (voir Annexe 9.1), mais le manque de ressources humaines et financières a grandement limité la portée de ces résolutions.

Après une décennie de modernisation accélérée – le produit national brut (PNB) affiche un taux annuel de croissance de plus de 10 % – les infrastructures urbaines et industrielles ne suffisaient plus et le gouvernement subissait des pressions considérables pour augmenter l'approvisionnement en eau et en garantir la qualité (JICA & MoNRE, 2009).

Sujettes aux aléas de la mousson et aux typhons en été, de nombreuses régions subissaient des crues difficilement contrôlables en raison d'infrastructures vieillissantes. Ces régions devaient par ailleurs remédier au manque d'eau durant la saison sèche en puisant de plus en plus dans la nappe phréatique. Comme le développement considérable de l'industrialisation allait de pair avec une augmentation des rejets polluants chimiques et organiques, plusieurs bassins versants ont souffert du manque d'infrastructures pour le traitement des eaux usées.

C'est ainsi qu'en 2006, les bassins versants des rivières Cau, Nhue-Day et Dong Nai ont fait l'objet d'un ensemble de projets visant à instaurer un contrôle régional des rejets urbains et industriels (MoNRE, 2006a). Prônant une gestion par bassin versant impliquant les diverses instances gouvernementales, industrielles et urbaines, le plan de 2006 spécifiait clairement la nécessité de former du personnel qualifié autant pour assurer le traitement des eaux que pour améliorer la collecte des données et faire respecter les normes de rejets.

Dans le cas du bassin versant de la rivière Cau, plusieurs pays se sont impliqués à différents niveaux, que ce soit pour le traitement des eaux à Thai Nguyen, pour l'évaluation des sources de pollution (Danemark, 2005 à 2010) (Nguyen, 2008), pour l'établissement d'un calendrier d'investissements (Japon, 2010 à 2020) (JICA & MoNRE, 2009) ou pour l'application d'un outil de Gestion Intégrée par Bassin Versant à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI, Villeneuve *et al.*, 1998) (Canada, 2007-2012).

Développé par des chercheurs de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) du Québec (Rousseau *et al.*, 2000), GIBSI permet d'intégrer les données physiques, hydrologiques, biochimiques et socioéconomiques qui peuvent avoir un impact sur le débit et sur la qualité de l'eau. Il a été conçu pour vérifier la portée des législations sur le débit en rivière et sur l'amélioration de la qualité de l'eau ainsi que pour évaluer le rapport coût-bénéfice des politiques d'investissements.

C'est ainsi qu'en 2007, l'équipe du professeur Villeneuve du Centre Eau Terre Environnement de l'INRS (INRS-ETE) à Québec a été mandatée pour coordonner la collecte des données ainsi que l'adaptation de GIBSI au bassin de la rivière Cau et pour assurer la formation de chercheurs et d'étudiants à la maîtrise et au doctorat. Comme GIBSI est un programme informatique qui gère plusieurs modèles de simulation, chacun d'entre eux se réfère à des données spécifiques selon son champ d'application et achemine aux autres les données utiles pour leurs simulations.

Tous ces modèles dépendent de paramètres qui reflètent les conditions spécifiques de chaque milieu d'étude, et ces derniers doivent être calés et validés pour que les valeurs simulées puissent se rapprocher significativement des valeurs mesurées sur le terrain. Ce processus de calage et de validation fait l'objet de nombreuses thèses portant sur différents volets spécifiques de l'adaptation de GIBSI (hydrologie, érosion, scénarios socio-économiques, etc.).

À ce stade du projet, le modèle hydrologique a été calé et validé (Nguyen, 2012), ce qui permet d'aborder la simulation de la qualité de l'eau avec QUAL2E-GIBSI, basé sur le modèle de QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

Pour ce faire, quatre campagnes de mesures de la qualité de l'eau ont été entreprises spécifiquement pour le projet en septembre 2008, en janvier 2009, en avril 2009 et en avril 2010, et les données recueillies par le VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology - Institute of Environmental Technology) ont servi de référence pour le calage et la validation de QUAL2E-GIBSI (VAST, 2008, 2009a, 2009b et 2010). À des fins de comparaison avec les années antérieures, le VAST a aussi fourni des données sur des campagnes de mesures effectuées en 2005 (octobre, novembre et décembre), en 2006 (août) et en 2007 (janvier, août, septembre et décembre) (VAST, 2005, 2006 et 2007).

Ce mémoire constitue une première étape pour ajuster les paramètres de calage du modèle de la qualité de l'eau en se servant des données recueillies lors des campagnes de mesures de 2008 et de 2009 pour le calage et en se référant aux données recueillies en 2010 pour valider le modèle ainsi calé.

Les objectifs spécifiques du mémoire sont tout d'abord de caractériser la qualité de l'eau de la partie amont du bassin versant de la rivière Cau, pour caler et valider par la suite le modèle de qualité de l'eau en rivière QUAL2E-GIBSI.

Nous aborderons en premier lieu les caractéristiques du bassin versant de la rivière Cau, avec un aperçu des principaux enjeux liés aux points de vue environnemental et socioéconomique.

En second lieu, nous présenterons une revue de littérature sur la modélisation de la qualité de l'eau et nous exposerons les principes sous-jacents à la programmation de GIBSI et de QUAL2E.

En troisième lieu, nous décrirons l'approche méthodologique adoptée dans le cadre de cette étude. Par la suite, nous effectuerons l'analyse des données et nous terminerons avec l'estimation des paramètres les plus influents.

Cette étude pourra à terme contribuer à l'adaptation du modèle de qualité de l'eau, QUAL2E-GIBSI, dans le cadre de la programmation complète de GIBSI, conçue pour colliger les intrants et cibler les meilleures modalités d'intervention, que ce soit en milieu agricole, industriel ou urbain.

2. BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE CAU

2.1 Caractéristiques de la région

2.1.1 Bassin versant

Le bassin versant de la rivière Cau se situe au nord du Vietnam entre 21,20° et 22,20° de latitude Nord et entre 105,28° et 106,08° de longitude Est (Figure 2-1).

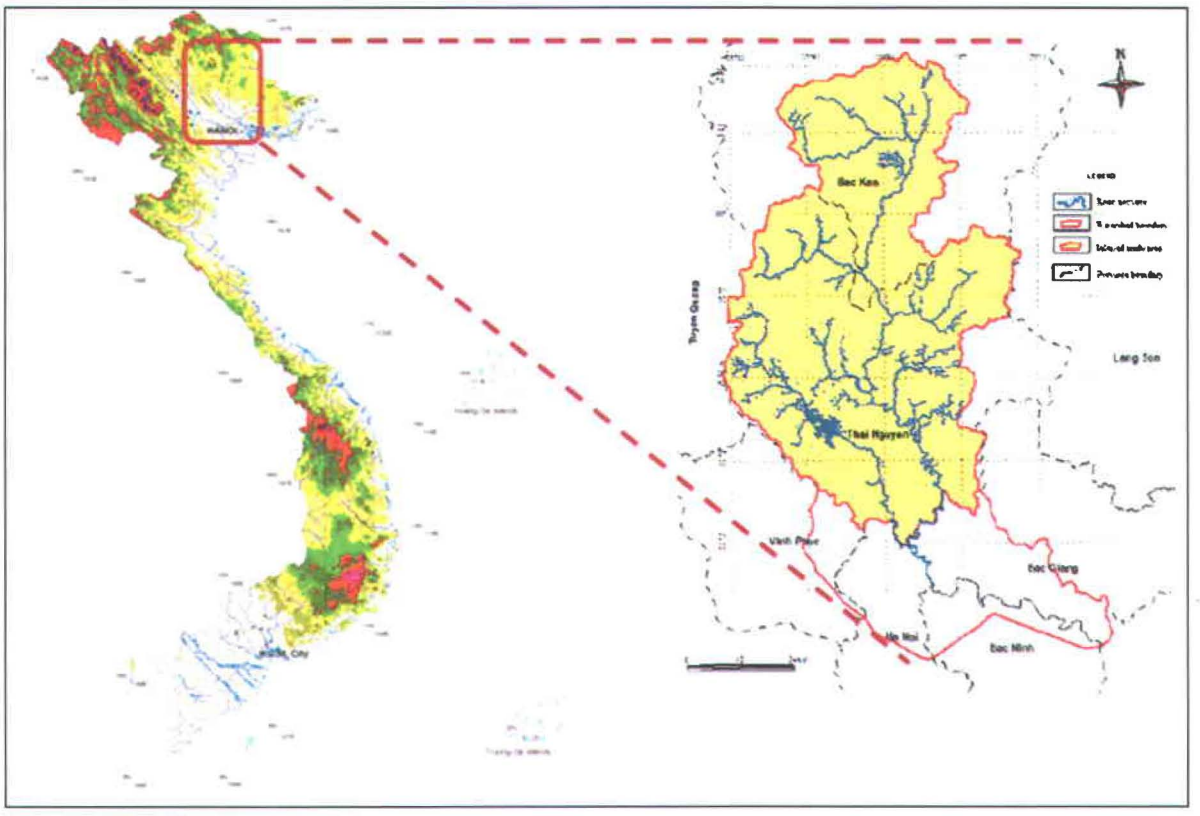


Figure 2-1 **Partie amont du bassin versant de la rivière Cau au nord du Vietnam (Vietnam Atlas, 1999, tirée de Hoang, 2007, et MoNRE, 2001, tirée de Pham, 2010 a).**

Sa superficie totale est de 6 030 km^2. Dans l'ensemble, le bassin versant de la rivière Cau est constitué de 68 sous-bassins de dimensions variables pour une densité de drainage d'environ 0,95 km/km^2.

D'une longueur de 288,5 km, la rivière Cau prend sa source au nord de la province de Bac Kan et se déverse dans le fleuve Thai Binh à Pha Lai, dans la province de Hanoi. Le bassin versant inclut le territoire (entier ou partiel) de six provinces au nord-est du Vietnam : Bac Kan, Thai Nguyen, Vinh Phuc, Ha Noi, Bac Ninh et Bac Giang (Figure 2-2).

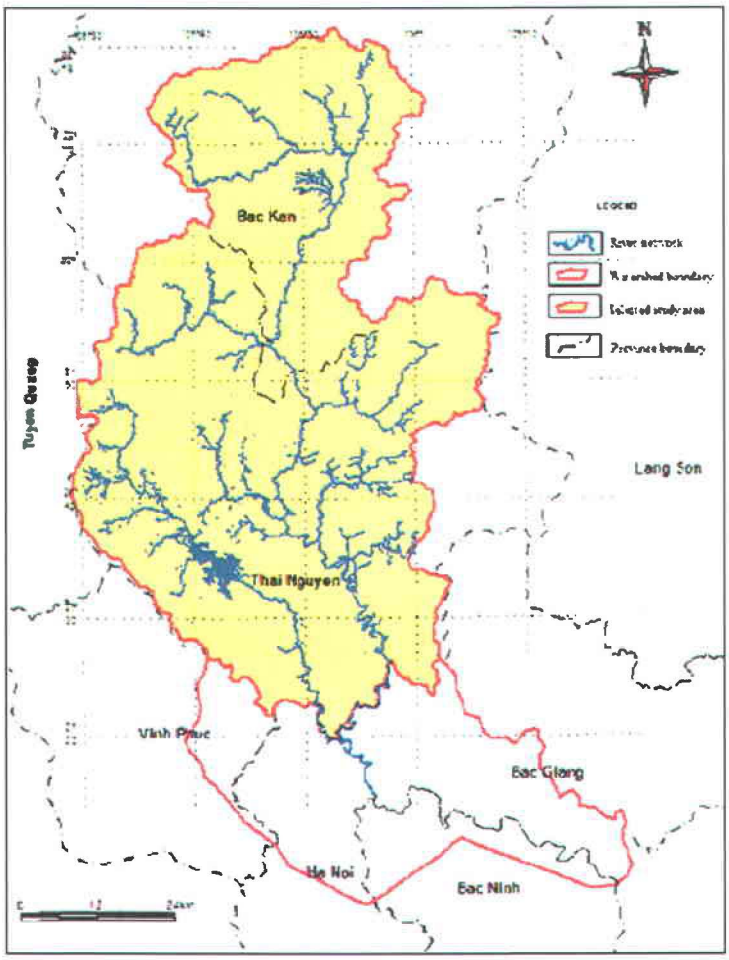


Figure 2-2 **Provinces et rivières du bassin versant de la rivière Cau (MoNRE 2001, tirée de Pham, 2010 a).**

La rivière Cau est alimentée par cinq affluents importants : la rivière Cho Chu, la rivière Nghinh Tuong, la rivière Du et la rivière Cong (Figure 2-3). Ceux-ci drainent environ 51,3 % de la superficie totale du bassin. Le projet d'implantation de GIBSI sur le bassin de la rivière Cau, de même que ce mémoire, se concentre sur la partie amont du bassin de la rivière Cau, soit celle située dans les provinces de Bac Kan et de Thai Nguyen.

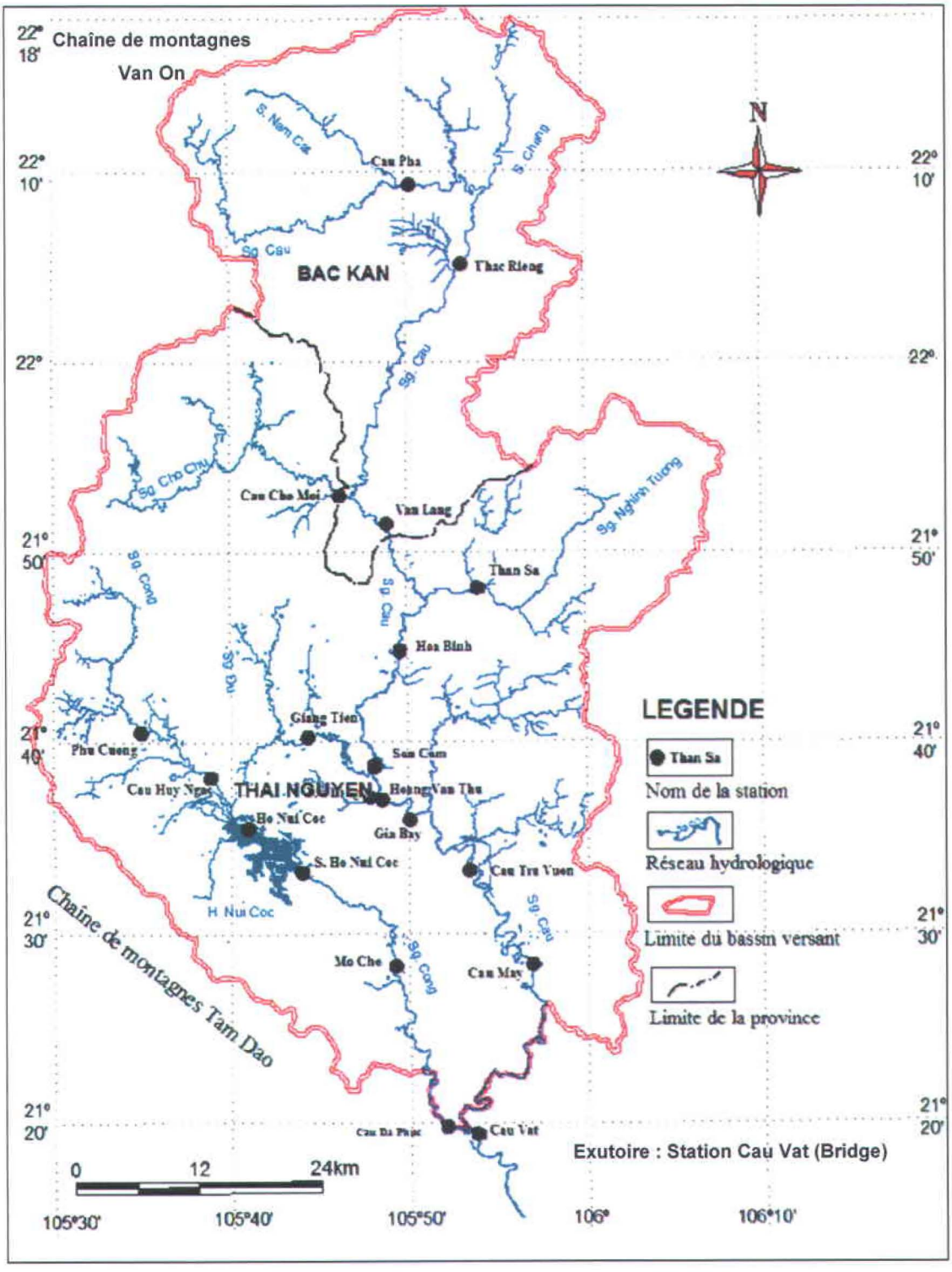


Figure 2-3 **Réseau hydrographique et stations de mesures de la qualité de l'eau, 2005 à 2007 (tirée de Pham, 2010 a).**

2.1.2 Topographie

La topographie du bassin versant de la rivière Cau est typique des contreforts de l'Himalaya où les rivières érodent les versants montagneux et acheminent les sédiments vers le sud en les accumulant à chaque crue dans une vaste plaine argileuse propice à l'agriculture intensive. Le bassin versant forme ainsi un ensemble de régions montagneuses qui culminent à plus de 1 000 m, où s'insèrent de hauts plateaux parsemés de collines qui s'abaissent progressivement et où les vallées étroites s'élargissent peu à peu pour former une vaste plaine deltaïque à moins de 100 m du niveau de la mer. La Figure 2-4 présente une vue d'ensemble des caractéristiques topographiques du bassin versant de la rivière Cau, qui est constitué de trois types de régions : les montagnes, les vallées et les plaines.

- Les ***montagnes*** comprennent la chaîne de montagnes Tam Dao à l'ouest et au sud-ouest et la chaîne de montagnes Van On au nord et au nord-est. La rivière Cau prend sa source au mont Van On à 1 175 m. Dans cette région, on trouve des vallées profondément encaissées entre des falaises abruptes. Les rivières sont étroites et ont de fortes pentes sur des fonds de roches nues en forme de « V ». Il est rare d'y voir des sections de rivière bordées de bandes riveraines propices à l'agriculture. Cependant, depuis des siècles, divers groupes ethniques de montagnards y aménagent des rizières en terrasses au sein de vastes régions forestières.

- Les ***vallées*** correspondent à de longues vallées plus ou moins larges encadrées par des collines de hauteur élevée ou moyenne. Cette région de transition est en continuité avec les régions montagneuses du nord-est et du nord-ouest et constitue le territoire le plus habité du bassin versant. Ces vallées riches en limon sont propices à l'agriculture (Figure 2-5).

- Les ***plaines*** se trouvent à moins de 100 m d'altitude dans les derniers 50 km avant l'exutoire de la rivière Cau. Ainsi, de la ville de Thai Nguyen, capitale de la province de Thai Nguyen (à côté de Hoang Van Thu, Figure 2-3), jusqu'à l'exutoire du bassin, on observe des dépôts de sédimentation responsables de la formation de larges plaines argileuses aux rives sablonneuses, d'où surgissent çà et là quelques collines aux pentes douces. Cela favorise l'intensification de l'agriculture et de l'habitat urbain et les facilités de communication stimulent la diversification des activités industrielles (Figures 2.4, 2.5 et 2.6).

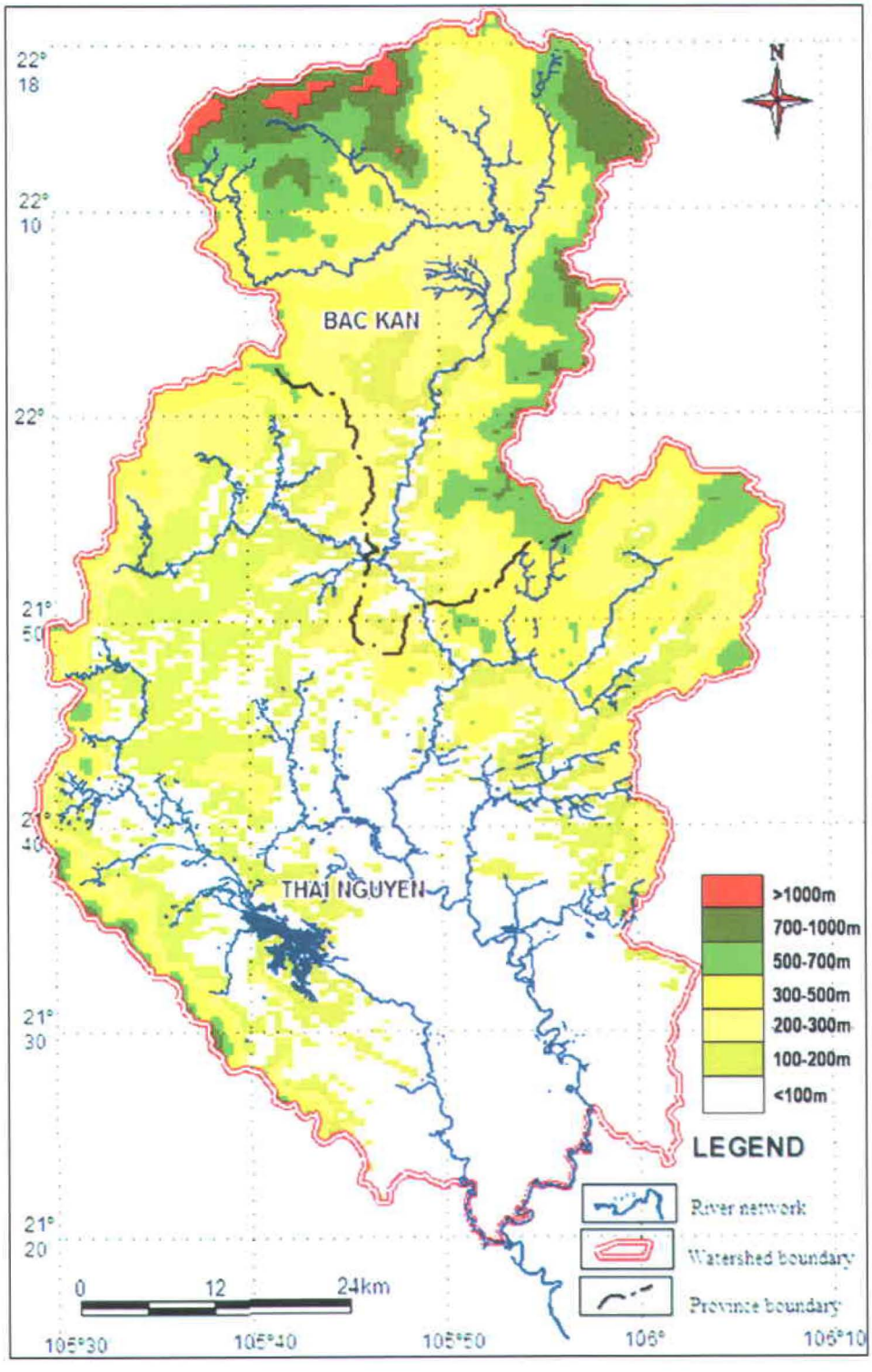


Figure 2-4 **Topographie du bassin versant de la rivière Cau (MoNRE, 2001, tirée de Pham, 2010 a).**

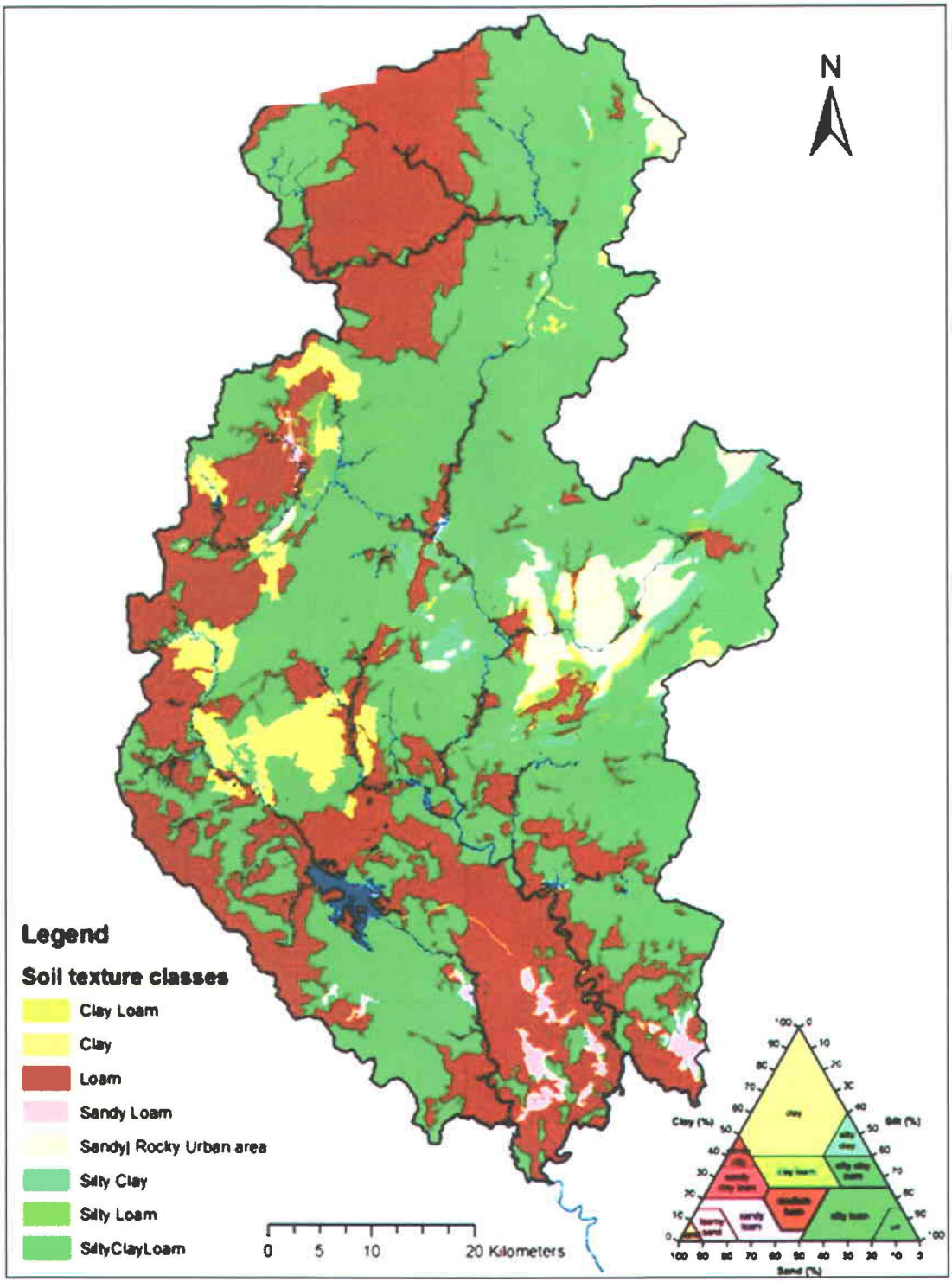


Figure 2-5 **Classes de texture des sols (Pham, 2012 b).**

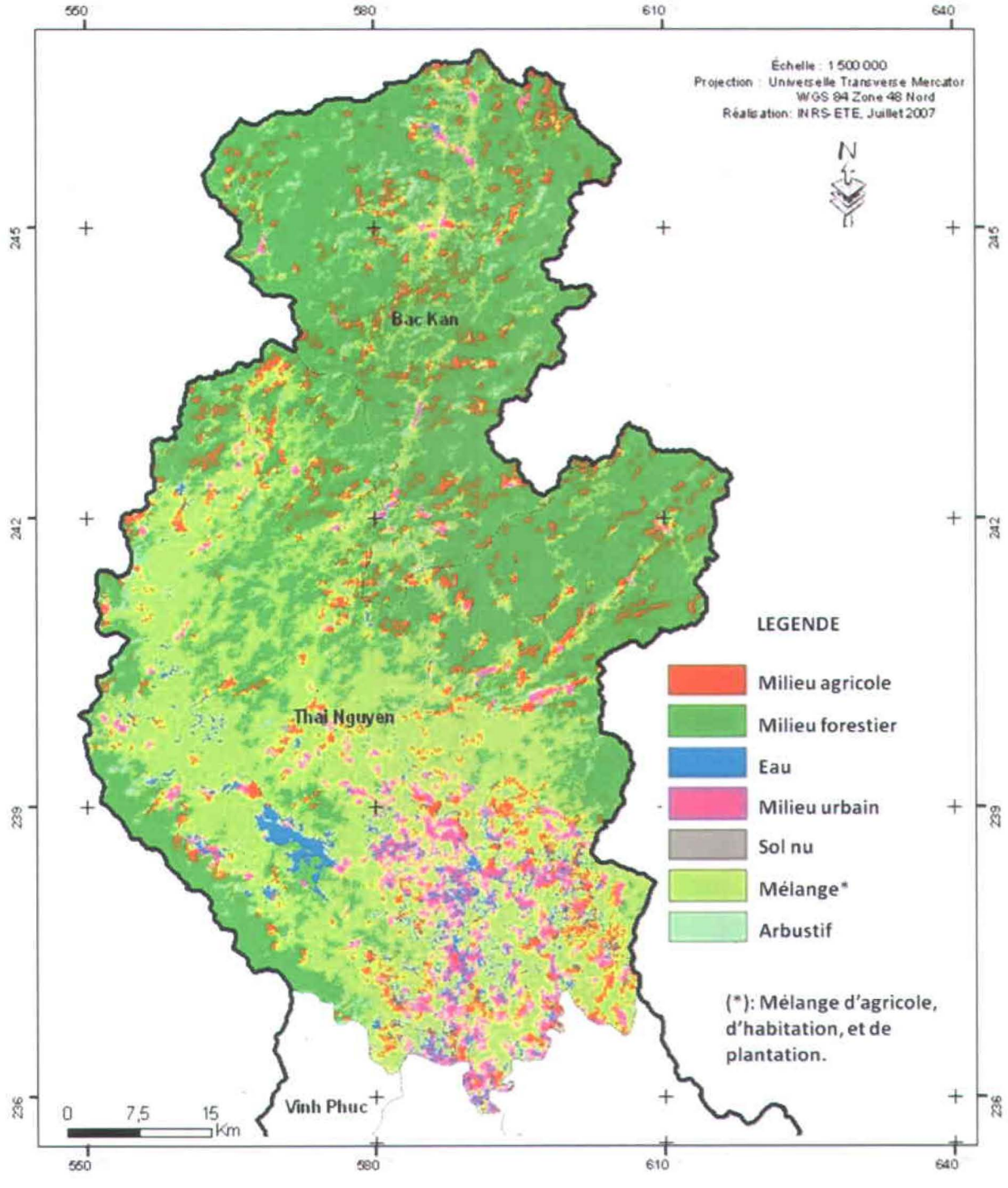


Figure 2-6 **Carte des classes d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Cau (Hoang, 2007, tirée de Pham, 2010 a).**

2.1.3 Utilisation du sol

En se basant sur les données topographiques (Figure 2-4), les classes de texture des sols (Figure 2-5) et la carte d'utilisation du sol (Figure 2-6), on peut faire des recoupements avec les cartes matricielles de la teneur en carbone organique (CO) fournies par la FAO en 2008 et calculer le taux de matière organique (MO) (Figure 2-7) selon l'équation suivante :

$$MO = (\%CO) * 1.72\ (maximum\ 4\%) \quad (2\text{-}1)$$

C'est ainsi que les quatre zones qui illustrent les variations de pourcentage de matière organique (MO) correspondent généralement à des caractéristiques topographiques et à des pratiques agricoles spécifiques (Tableau 2-1).

Tableau 2-1 **Pourcentage de matière organique et zones topographiques (Pham, 2010 a).**

Zone	*MO*	*Occupation du sol*	*Topographie*
A	1,84%	Forêt dense	Montagnes abruptes
B	1,72%	Forêt clairsemée Thé, fruits, légumes, riz	Collines élevées Collines moyennes
C	1,05%	Habitation et plantation Fruits, légumes, riz	Collines basses à moyennes Vallées étroites
D	1,24%	Milieu urbain Riz, maïs, fruits, légumes	Collines basses Plaines étendues

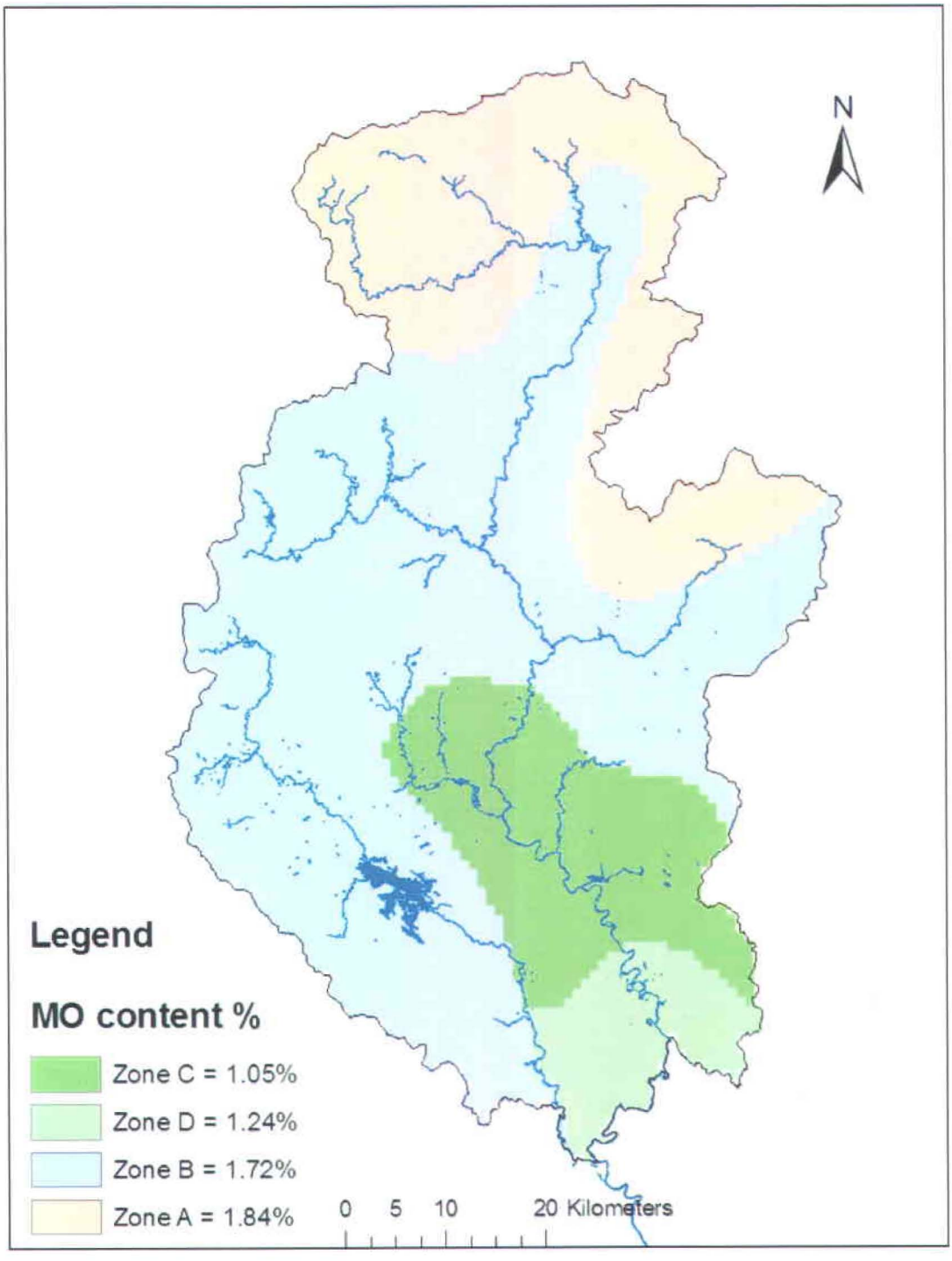


Figure 2-7 **Teneur en matière organique calculée à partir de la teneur en carbone organique provenant de la HWSD (Harmonized World Soil Database, FAO, 2008) (tirée de Pham, 2010 a).**

2.2 Climat et régime hydrologique de la rivière Cau

Le bassin versant de la rivière Cau possède un climat tropical caractéristique de l'Asie des moussons avec deux saisons par année, une saison des pluies, chaude et humide, en été et une saison sèche, plus fraîche, en hiver.

Régime des températures de l'air

Le bassin versant de la rivière Cau a une température moyenne annuelle qui varie autour de 23°C. Généralement, la saison des pluies commence en mai et s'achève en septembre tandis que la saison sèche débute en novembre et se termine à la fin mars. Avril et octobre sont des mois de transition entre les deux saisons.

Dans la province de Bac Kan, l'hiver tend à être plus long et plus froid que dans la province de Thai Nguyen (Tableau 2-2).

Régime du vent

Affectée par la circulation de la mousson et la topographie locale, la direction des vents dans le bassin versant change significativement selon les saisons. Durant l'hiver, les vents du nord et du nord-est dominent. Durant l'été, ce sont les vents du sud et du sud-ouest qui prévalent.

La vitesse moyenne des vents est généralement de l'ordre de 1 m/s, sauf dans les montagnes Tam Dao, situées au sud-ouest du bassin versant (Figure 2-3), où les vents soufflent en moyenne à 3 m/s (Tableau 2-2).

Régime des pluies

Les précipitations annuelles dans le bassin versant varient entre 1 500 et 2 700 mm. Le territoire de la chaîne montagneuse de Tam Dao reçoit de grandes quantités de précipitations (3 000 mm). Cette zone pluvieuse s'étend vers l'est dans la province de Thai Nguyen, qui reçoit en moyenne 1 800 mm de pluie par année (en 1995) (Figure 2-8) jusqu'à un maximum de 2 000 mm certaines années où les crues sont exceptionnelles (2004) (Tableau 2-2, Figure 2-9).

La saison des pluies coïncide paradoxalement avec la saison ensoleillée, qui se prolonge d'avril à octobre, où on enregistre de 85 % à 90 % des précipitations annuelles totales. Pendant la saison des pluies, il peut y avoir de 15 à 20 jours de pluie par mois.

Tableau 2-2 **Températures, vitesses du vent et précipitations mensuelles et annuelles (Annual Report on Environmental Status, Bac Kan and Thai Nguyen Provinces, 2004).**

Provinces	*Bac Kan*			*Thai Nguyen*			*Montagnes Tam Dao*	
Mois	Temp. (°C)	Vent (m/s)	Pluie (mm)	Temp. (°C)	Vent (m/s)	Pluie (mm)	Vent (m/s)	Pluie (mm)
Janvier	14,3	1,4	22,5	16,6	1,4	26,7	3,1	38,0
Février	19,3	1,5	30,0	17,5	1,5	34,6	3,0	45,8
Mars	20,4	1,3	55,5	20,0	1,5	61,5	3,2	84,3
Avril	25,0	1,2	110,1	23,7	1,7	121,3	3,1	141,4
Mai	27,4	1,2	176,5	25,9	1,8	237,3	3,2	229,1
Juin	28,0	1,0	263,3	28,7	1,5	335,7	2,8	377,2
Juillet	28,3	0,9	280,5	28,0	1,5	423,9	2,7	439,9
Août	27,9	0,8	290,5	28,8	1,3	360,6	2,3	466,7
Septembre	25,7	0,9	158,5	27,7	1,3	248,7	3,1	325,3
Octobre	23,9	1,1	83,2	25,7	1,4	146,4	3,5	219,5
Novembre	21,2	1,4	43,6	22,4	1,3	52,3	3,3	93,7
Décembre	16,0	1,3	18,6	18,2	1,5	25,3	3,0	34,3
Moyenne mensuelle	23,1	1,2	127,7	23,6	1,5	172,9	3,0	207,9
Précipitations annuelles			1532,8			2074,3		2495,2

Humidité de l'air

Le taux d'humidité de l'air est relativement élevé, variant de 70 % à plus de 87 %. Il est très élevé en mars et en avril, au moment où arrivent les pluies fines, et en juillet et en août, quand surviennent de brèves averses intenses; il est au plus bas en décembre et en janvier, où il peut descendre jusqu'à 70 % (Tableau 2-3).

Tableau 2-3 **Taux moyen d'humidité mensuelle (%) pour le bassin versant de la rivière Cau (Annual Reports on Environmental Status of Bac Kan and Thai Nguyen Provinces, 2004).**

Mois	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*	*10*	*11*	*12*
2002	75	85	82	83	82	83	84	84	80	79	78	81
2003	75	82	79	81	81	79	83	84	83	77	73	70
2004	75	83	83	87	87	80	87	84	83	75	80	78

Figure 2-8 **Moyenne annuelle des précipitations dans le bassin versant de la rivière Cau (MoNRE, 1995, tirée de Pham, 2010 a).**

Débits de la rivière Cau et de ses affluents

Le débit du bassin de la rivière Cau est nettement divisé en deux saisons. La saison des inondations se situe normalement entre les mois de juin et septembre tandis que la saison sèche débute au mois d'octobre pour s'achever au mois de mai.

Cependant, comme la saison des pluies arrive plus tard près de la chaîne de montagnes Tam Dao, cela retarde l'arrivée des crues des rivières Du et Cong et cette période se poursuit jusqu'au mois d'octobre. Dans l'ensemble, les volumes d'eaux charriés durant la saison des pluies représentent de 75 à 85 % du volume annuel.

Le Tableau 2-4 illustre la moyenne des débits mensuels en plusieurs endroits de la rivière Cau ainsi que sur certains de ses affluents, et ce pour des périodes comprises entre les années 1960 et les années 1990 Riz, maïs, fruits, légumes la disponibilité des données (voir Figure 2.3 pour les emplacements des stations et la localisation des affluents).

De novembre à avril, c'est la saison sèche. Les débits sont faibles, ce qui accroît les risques de déficit en eau, particulièrement en janvier et en février. Que ce soit à Thac Rieng (Cau), à Giang Tien (Du) ou le long de la rivière Cong et de la rivière Mai, les débits demeurent inférieurs à 10 m^3/s tandis qu'à Gia Bay (Thac Huong), les débits varient entre 10 et 60 m^3/s.

De mai à octobre, c'est la mousson pendant laquelle les risques d'inondation sont particulièrement élevés en juillet et en août. La Figure 2-9 montre un exemple de l'évolution des débits mesurés à la station de Gia Bay près de Thac Huong, de 2003 à 2007. Durant cette période, les débits à Gia Bay peuvent varier entre 60 et 300 m^3/s avec des pointes occasionnelles qui peuvent aller de 400 à 1 400 m^3/s (en 2003, 2004 et 2006).

Dans l'ensemble, l'ordre de grandeur des débits moyens aux diverses stations augmente de plus d'un facteur 10 entre les bas niveaux de la saison sèche en hiver et les crues de la mousson en été.

Tableau 2-4 **Moyennes mensuelles et annuelles des débits en plusieurs lieux du bassin versant (Institute of Water Resource Planning, 2008, tirées de Pham, 2010 a).**

	Débit (m^3/s)							
Endroit	**Thac Rieng**	**Thac Buoi**	**Thac Huong**	**Giang Tien**	**Cau Mai**	**Nui Hong**	**Tan Cuong**	**Song Cong**
Rivière	Cau	Cau	Cau	Du	Mai	Cong	Cong	Cong
Période	1974-81	1962-96	1960-81	1961-71	1970-85	1962-69	1961-76	1962-69
Mois								
1	5,3	13,2	17,2	1,5	0,1	0,9	2,9	4,8
2	4,9	12,1	15,8	1,4	0,1	0,9	3,2	5,2
3	5,1	14,1	18,4	1,4	0,1	1,0	3,5	5,8
4	8,4	24,8	32,4	2,9	0,3	2,4	8,7	14,3
5	16,4	45,2	59,0	4,3	0,7	2,5	14,8	24,3
6	28,7	85,3	111,0	8,1	1,1	5,0	23,4	38,5
7	34,6	127,0	166,0	11,2	1,7	5,1	25,8	42,4
8	41,4	123,0	160,0	16,0	2,1	6,2	39,2	64,5
9	29,0	93,7	122,0	9,6	1,7	4,3	31,2	51,3
10	16,4	47,1	61,5	6,0	0,8	3,2	17,7	29,1
11	10,6	27,7	36,2	3,9	0,4	2,0	8,7	14,2
12	6,6	15,7	20,5	1,9	0,2	1,1	3,9	6,4
Moyenne annuelle	17,3	52,4	68,3	5,7	0,8	2,9	15,2	25,1

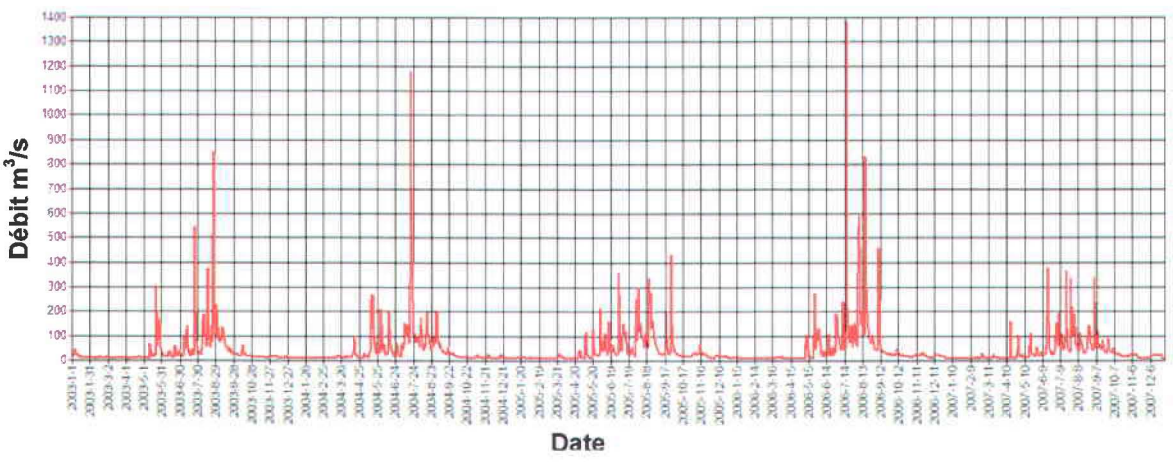


Figure 2-9 **Hydrogramme de 2003 à 2007 à Gia Bay.**

2.3 Caractéristiques socioéconomiques

2.3.1 Population

Le bassin versant de la rivière Cau constitue l'habitat de huit groupes ethniques qui conservent encore leurs coutumes traditionnelles. Les deux provinces Bac Kan et Thai Nguyen comptaient plus de 1,3 millions d'habitants en 2007 (Tableau 2-5). De ce nombre, 77 % vivaient en milieu rural. Le taux de croissance annuelle de la population est de 1,2 % et le taux de la population en âge de travailler est de 55 %.

Au cours des dernières années, la population s'est de plus en plus concentrée en milieu urbain. Ce changement peut s'expliquer non seulement par la relocalisation des fermiers vers les villes, mais aussi par le processus d'urbanisation, qui fait que les petites villes deviennent rapidement des centres urbains et industriels.

Tableau 2-5 **Statistiques socio-économiques des six provinces du bassin versant (National Statistics Office of Vietnam, 2005 & 2009).**

Provinces	*Bac Kan*	*Thai Nguyen*	*Bac Giang*	*Vinh Phuc*	*Bac Ninh*	*Hanoï*
Population (million)	0,3	1,1	1,6	1,0	1,0	6,1
Densité (hab/km^2)	64	325	425	824	1 243	1 827
Superficie (km^2)	4 800	3 500	3 800	1 200	800	3 300
Céréales (% superficie)	7,9	25,6	33,0	63,7	65,9	70,5
Aquaculture (% superficie)	0,19	1,31	2,0	5,2	2,77	5,7
Forêt (% superficie)	55,7	45,3	36,5	21,8	0,8	6,6
Industries (% PIB)	21,1	38,6	22,0	52,3	47,2	40,9

2.3.2 Économie

De 2003 à 2008, la population du Vietnam croissait de 1,12 % par an, tandis que la croissance économique moyenne était de 7,5 à 8 % par an. Bien que l'agriculture, la foresterie et l'aquaculture se soient développées à un taux de 3,2 % par an, l'industrie et la construction connaissaient un taux plus élevé de croissance annuelle, de 10 à 10,2 %, tandis que le secteur tertiaire des services croissait à un taux de 7,7 à 8,2 % (MoNRE, 2006b).

Le produit intérieur brut (PIB) des deux provinces reflète la différence économique entre la partie amont et la partie aval du bassin versant (Tableau 2-5). L'économie de la province de Bac Kan est beaucoup plus faible que celle de la province de Thai Nguyen.

Dans la province de Bac Kan, les secteurs de l'agriculture (céréales), de la foresterie et de l'aquaculture contribuent en grande partie à la valeur de la production totale, en comparaison avec l'industrie et les services pour la province de Thai Nguyen.

2.3.3 Agriculture

Dans les provinces de Thai Nguyen et de Bac Kan, il y a plusieurs types de cultures, comme le riz, le maïs, les fèves, les fruits, le thé et les légumes (Thai Nguyen, 2008; Bac Kan, 2008). À part le thé et les arbres fruitiers qui sont pérennes, les autres cultures sont saisonnières. Le calendrier agricole est normalement décalé de dix jours au nord par rapport au sud du fait des températures plus basses (Pham, 2010) et l'arrivée tardive de la mousson près de la chaîne de montagnes Tam Dao au sud-ouest peut retarder l'irrigation des rizières (section 2.2).

Tout comme le secteur industriel, le secteur agricole s'est intensifié et la productivité a augmenté à la suite d'une restructuration du territoire et d'une diversification des plantations. Les surfaces agricoles ont augmenté de 18 km^2 dans la province de Thai Nguyen et de 9,2 km^2 dans la province de Bac Kan, pour la période de 2005 à 2008. La production de thé occupe le second rang dans le pays avec plus de 1,5 km^2 (Nguyen, 2008).

2.3.4 Sylviculture

Les terres occupées par la sylviculture sont divisées en trois catégories, en fonction du degré de commercialisation et de l'impact des considérations environnementales, Le Tableau 2-6 présente un résumé des différents types de forêts et des surfaces forestières correspondantes dans les deux provinces du bassin versant.

Tableau 2-6 **Types de forêt et taux de couvert forestier pour le bassin versant (Institute of Water Resource Planning, 2008, tirés de Pham, 2010 a).**

Type de forêt (km^2)	*Bac Kan*	*Thai Nguyen*	*Bassin versant*
Forêt productive	1 058	814	3 128
Forêt protectrice	492	556	1 946
Forêt à utilisation spéciale	21	282	744
Total des terres forestières	1 571	1 651	5 818
Taux de couvert forestier	71,4 %	46,6 %	41,2 %

La **forêt productive** est constituée de plantations d'arbres qui peuvent être commercialisés, notamment pour soutenir l'industrie du bois de construction et les industries papetières. Ce type de forêt est très répandu dans l'ensemble du bassin versant et génère des revenus importants pour les habitants. Les rotations de plantation peuvent varier entre 5 et 25 ans, par exemple entre 5 et 7 ans pour l'espèce la plus populaire, l'Eucalyptus alba, et entre 7 et 8 ans pour l'Acacia.

La **forêt protectrice** correspond à des espèces qui peuvent limiter l'érosion des sols et les protéger lors des inondations. Cette forêt doit à tout prix rester intacte.

La **forêt à utilisation spéciale** fait référence à la préservation de biotopes spécifiques et concerne la flore sauvage et la faune locale. Au même titre que la forêt protectrice, ce type de forêt ne doit subir aucun aménagement.

2.3.5 Industries et mines

L'industrie de la métallurgie est principalement concentrée dans la province de Thai Nguyen et rejette dans le système fluvial environ 16 000 m^3/jour d'eaux usées. Le complexe industriel de traitement des métaux de Thai Nguyen, qui génère un volume d'eaux usées d'environ 1,3 million m^3/an, et celui de la zone industrielle de Song Cong en sont les exemples les plus éloquents.

De plus, l'industrie papetière rejette quotidiennement un volume considérable de résidus (3 500 m^3), tout comme les industries alimentaires qui rejettent 2 000 m^3 par jour d'eaux usées (MoNRE, 2007).

En ce qui concerne l'industrie minière, il existe au total 62 mines en exploitation (Figure 2-10). Les principales réserves de minéraux sont le charbon (17 millions de tonnes), le fer (31 millions de tonnes) et le titane (29 millions de tonnes). D'autres minéraux sont également disponibles en moindres quantités tels que l'étain, le zinc, l'or et les matériaux de construction (MoNRE, 2007).

L'utilisation de produits chimiques toxiques pour le raffinement et le lavage des minéraux pollue à divers degrés l'environnement, que ce soit par voie aérienne, par accumulation de dépôts solides ou par rejets d'eaux usées chargées de métaux lourds, dont l'étain et le plomb.

Les mines de charbon rejettent d'importantes quantités d'eaux chargées d'argile et de poussières de charbon; celles qui sont à ciel ouvert descendent souvent plus bas que les nappes phréatiques, ce qui réduit le niveau d'eau des aquifères (MoNRE, 2006a).

Les affluents de la rivière Cau en amont de la ville de Thai Nguyen acheminent des métaux qui proviennent des mines d'or (Than Sa sur la rivière Nghinh Tuong) et de charbon (Phan Me sur la rivière Du), des composés organiques (nitrates et phénols) qui proviennent des industries papetières (Hoang Van Thu et Phuong Hoang) et des résidus d'huile et des rejets industriels (phénols et cyanides) qui proviennent des usines métallurgiques (Tan Long).

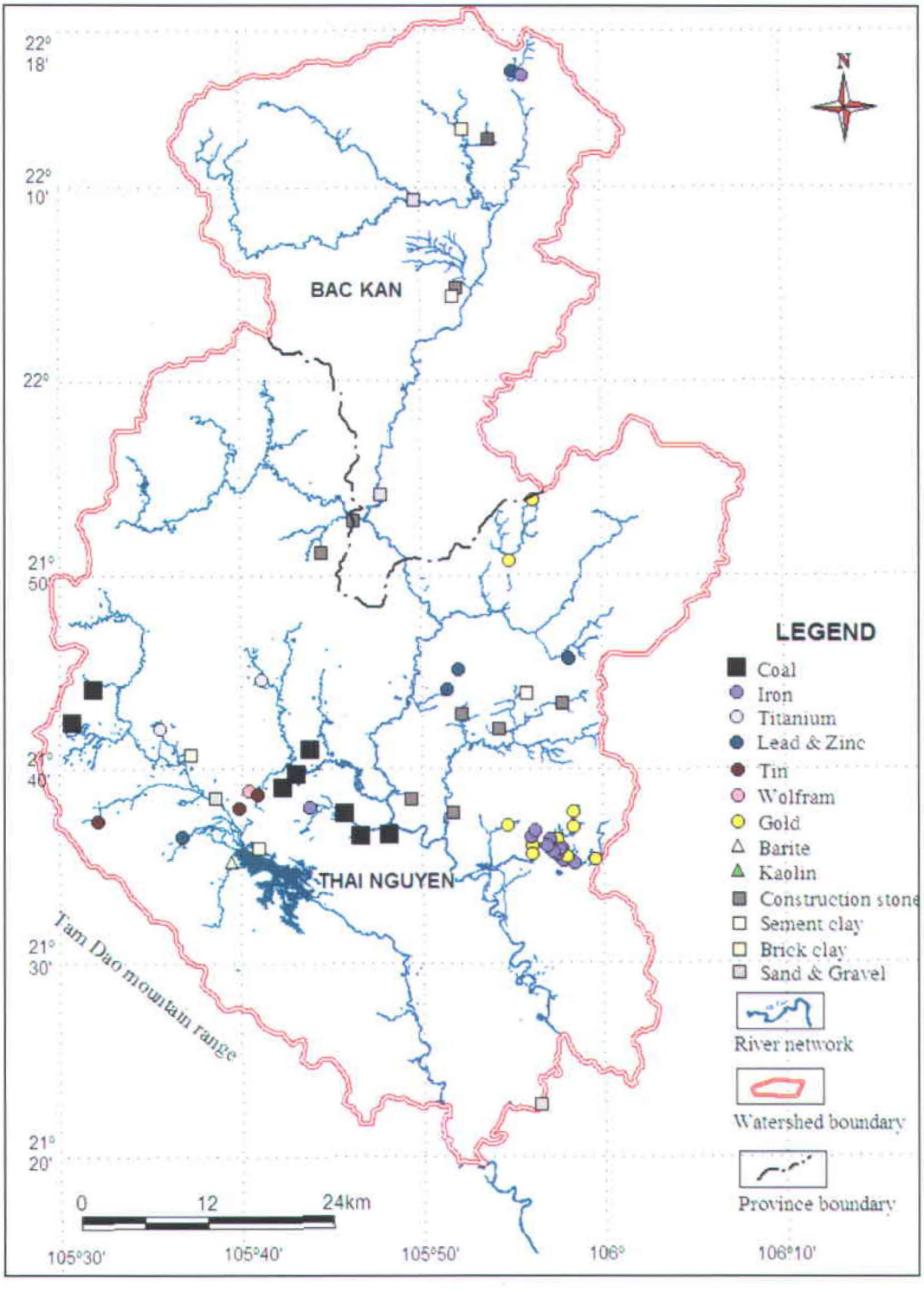


Figure 2-10 **Types et distribution des mines dans le bassin versant de la rivière Cau (MoNRE, 2007).**

2.4 Lutte contre la pollution au Vietnam

2.4.1 État de la situation

Chaque année, le Vietnam doit faire face à sept ou huit mois de sécheresse malgré une pluviosité abondante de plus de 1 940 mm. Il reçoit plus de 75% des précipitations annuelles durant quatre à cinq mois. Pour contrer les crues soudaines et les inondations, le Vietnam possède un réseau de digues très élaboré en rivière (5 700 km) et sur le bord de la mer (3 000 km), sans compter des milliers de jetées et de quais (23 000 km de berges renforcées).

Pendant la saison sèche, l'accès aux nappes phréatiques comble l'essentiel des besoins, mais les réserves d'eau s'amenuisent et ne peuvent suffire pour soutenir la demande accrue pour la modernisation de l'économie, qui nécessite un approvisionnement stable en eau de bonne qualité. Or, les rejets d'eaux usées polluent sévèrement les rivières. Avec 180 parcs industriels et centres économiques, 12 259 centres de santé et 72 012 entreprises, des millions de mètres cube d'eaux usées non traitées sont déversés chaque jour dans les rivières. À Thai Nguyen, la part des eaux usées peut monter jusqu'à 15 % du débit de la rivière Cau (MoNRE, 2006 b).

Dans les régions rurales, l'usage croissant de pesticides et d'engrais chimiques s'ajoute aux rejets ponctuels des villages artisanaux et des eaux usées qui proviennent de l'aquaculture. Dans les nappes phréatiques situées près des régions urbaines, les concentrations de bactéries sont très élevées et les déchets organiques se décomposent difficilement.

De nombreux travaux près des rivières n'ont pas tenu compte de la migration des poissons ou du niveau d'eau indispensable pour garantir la survie des écosystèmes aquatiques. Le transport des sédiments et des nutriments a été largement perturbé au point où de nombreuses espèces de la flore et de la faune d'eau douce sont menacées d'extinction tandis que le développement de l'aquaculture pour la production de crevettes a entraîné la disparition de plus de 80 % des forêts de mangrove, menaçant ainsi la survie de plusieurs espèces marines (MoNRE, 2006 b)

2.4.2 Sources de pollution

Dans la province de Bac Kan, les sources de pollution proviennent essentiellement des industries et des mines, tandis que dans la province de Thai Nguyen se rajoutent les villages artisanaux et les hôpitaux (voir Figure 2-11 et en annexe, Tableau 9-1). Seulement quatre

hôpitaux sur 19 incinèrent leurs déchets; les autres les enfouissent, ce qui cause de nombreux problèmes de pollution et favorise la propagation des maladies.

La plupart des entreprises des zones industrielles ne rencontrent pas les normes environnementales à cause du manque d'infrastructure adéquate. La province de Thai Nguyen arrive en septième place pour le niveau de pollution et la commune de Cam Gia, près de Gia Bay, arrive en première place à cause des rejets non traités de cinq manufactures.

Dans la province de Thai Nguyen, on retrouve 27 zones industrielles, 12 sites de métallurgie et de production d'acier, plus de 30 sites d'exploitation de minerais (plomb et zinc) et plus de 100 sites d'exploitation d'or. Les mines et le traitement des minéraux sont responsables de plus de 55 % des eaux usées d'origine industrielle.

La production de métal vient en second (29 %) et les autres secteurs de production se partagent le reste : la production de papier (7 %), l'industrie alimentaire (4 %), les matériaux de construction (3 %) et l'industrie textile (2 %) (MoNRE *et al.*, 2006). Plusieurs exploitations minières polluent les eaux souterraines et sont souvent responsables d'une baisse du niveau d'eau, au point où cela peut causer des affaissements (JICA & MoNRE, 2009).

2.4.3 Programmes d'interventions gouvernementales

Devant la progression constante des diverses atteintes à l'environnement, le gouvernement a amorcé un vaste programme de redressement de la situation en créant en 2002 le MoNRE (Ministry of Natural Resources and Environment) et les DoNRE (Department of Natural Resources and Environment). Diverses législations ont été adoptées et on légiféra en 2008 pour établir une gestion par bassin versant (voir en annexe, section 9.1).

Des objectifs spécifiques ont été définis pour trois bassins versants, soit ceux des rivières Cau, Nhue-Day et Dong Nai. C'est ainsi que le gouvernement a bénéficié du soutien financier de plusieurs instances internationales pour évaluer la qualité de l'eau dans la partie en amont du bassin versant de la rivière Cau jusqu'à la ville de Thai Nguyen.

Cela favorisa la mise au point d'un plan directeur, le WEMP (*Water Environment Management Plan*). Les zones problématiques ont été identifiées et on a échelonné les investissements à faire d'ici 2020 selon leur degré de priorité pour améliorer l'approvisionnement en eau et pour procéder à l'assainissement des eaux usées industrielles et municipales (Figure 2-11, Tableau 9-1) (JICA & MoNRE, 2009).

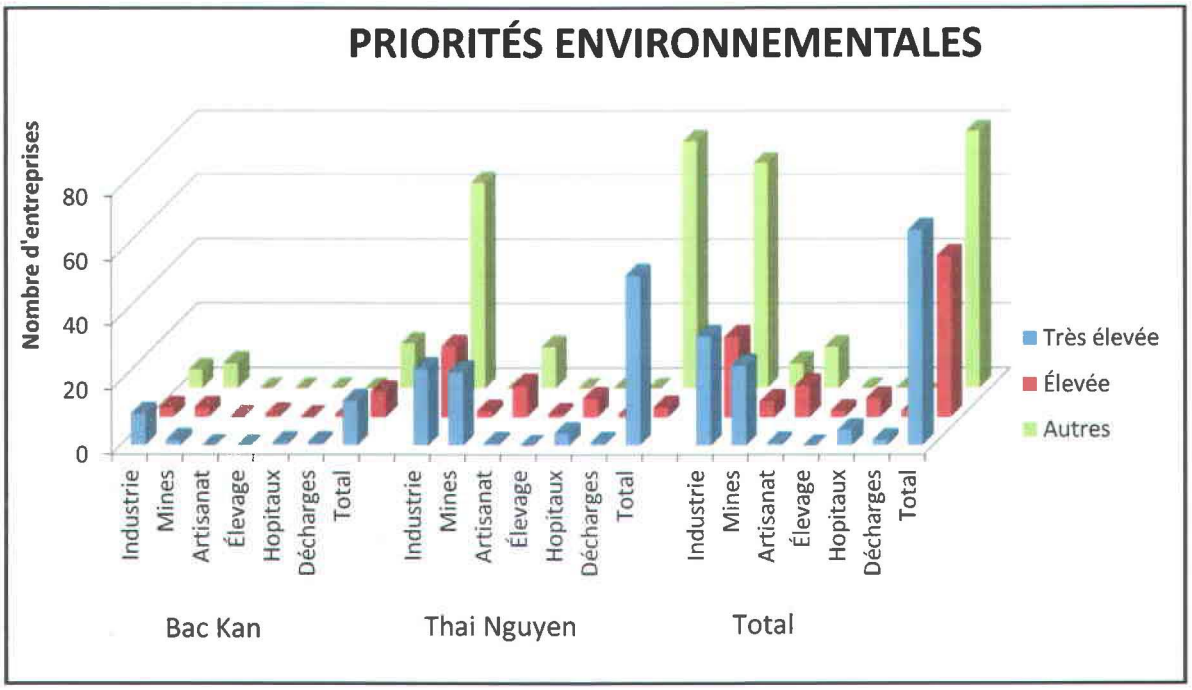


Figure 2-11 Priorités environnementales (adaptées de JICA & MONRE, 2009)

Cela a donné lieu à un vaste recensement des entreprises et des municipalités, dans le but d'établir un échéancier des priorités environnementales pour atteindre en 2020 les objectifs suivants :

- Certification ISO 14001 pour 80 % des manufacturiers de biens exportables;
- Implantation de systèmes de traitement des eaux usées pour 100 % des espaces urbains et des parcs industriels;
- Assainissement de l'eau de consommation pour 100 % des populations urbaines et 95 % des populations rurales;
- Reforestation à 48 % des superficies naturelles;
- Certification ISO 14021 pour 100 % des produits exportables et 50 % des produits de consommation intérieure.

2.5 Évaluation environnementale de la rivière Cau

Un recensement nominatif des diverses espèces de phytoplancton, de zooplancton et de la faune marine a été réalisé pour trente stations (voir Figure 2.3 pour la localisation des stations), et ce à trois reprises, soit en octobre, en novembre et en décembre 2005 (VAST, 2005), mais sans aucune référence à des données quantitatives comme les concentrations de chlorophylle-A ou la densité de leur population.

Toutefois, le degré de biodiversité a été évalué en comptabilisant le nombre d'espèces de la fin de la saison des pluies, en octobre, jusqu'à la saison sèche, en décembre (Figure 2-12). Un nombre élevé d'espèces implique que le milieu est riche et diversifié tandis qu'un nombre plus bas réfère à des espèces plus résistantes aux conditions adverses.

On peut ainsi observer une succession d'espèces ou de groupes selon les changements de température, de lumière et de nutriments. À titre d'information, nous avons illustré en annexe, à la section 9.3, la répartition des espèces de phytoplancton, d'octobre à décembre 2005.

En amont de Gia Bay, sur la rivière Cau et sur ses affluents importants, les espèces de phytoplancton sont moins nombreuses, tandis que sur la partie aval de la rivière Cau (Tra Vuon) et sur la rivière Cong, la plus grande diversité des espèces de phytoplancton va de pair avec une augmentation des espèces de zooplancton.

Nous reviendrons sur les caractéristiques géographiques de la partie amont de la rivière Cau au chapitre 4 avec la description des stations de mesure de cette région, mais dans les régions minières (Than Sa et Giang Tien) et industrielles (Hoang Van Thu et Gia Bay), il y a généralement moins de diversité pour les diverses espèces de phytoplancton, de zooplancton et de faune aquatique comparativement aux régions plus agricoles de la rivière Cau et de la rivière Cong.

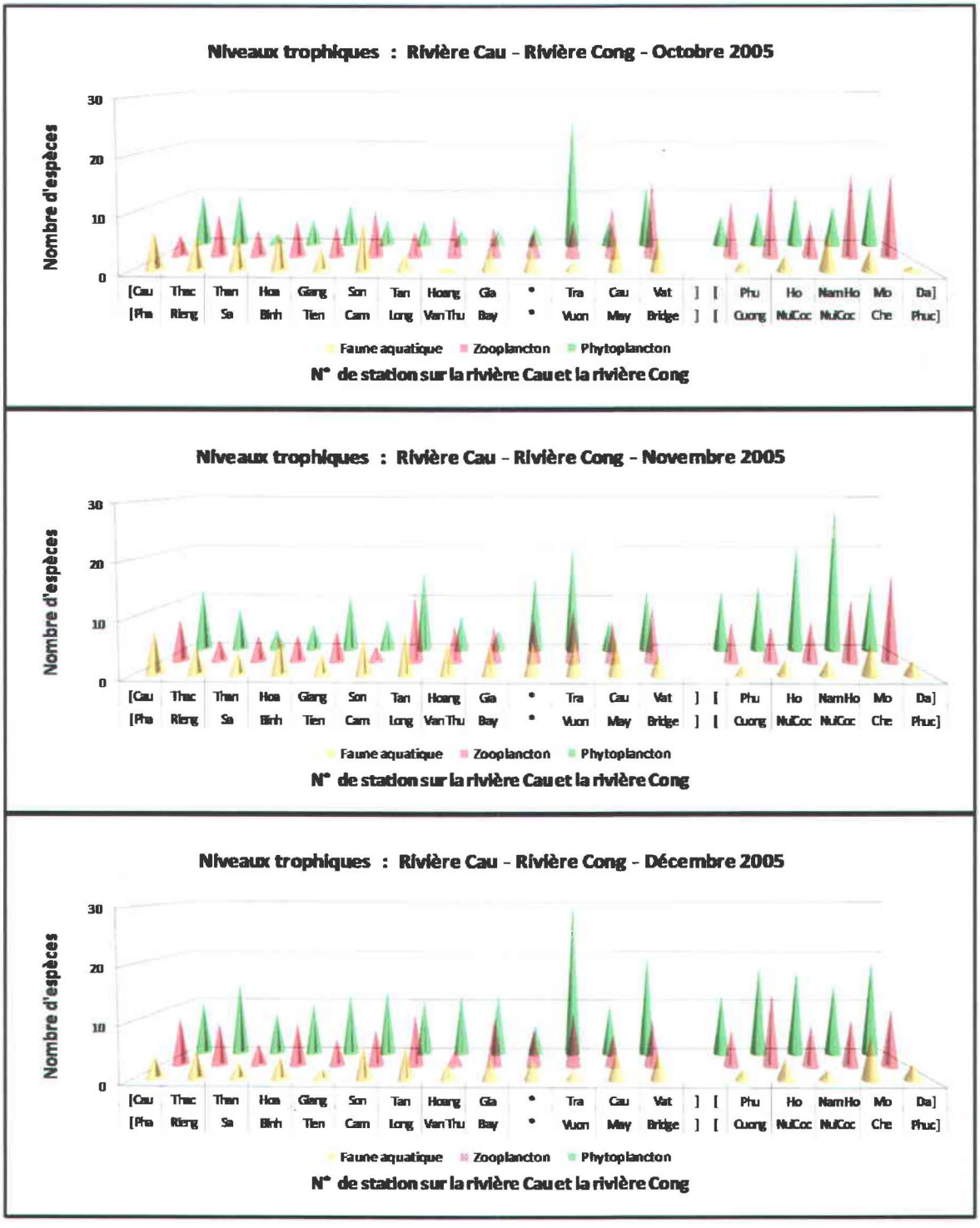


Figure 2-12 Niveaux trophiques : phytoplancton, zooplancton et faune aquatique, pour les mois d'octobre, de novembre et de décembre 2005.

(La station * n'est pas spécifiquement nommée mais elle est située entre Gia Bay et Cau Tra Vuon).

3. REVUE DE LITTÉRATURE

Le processus de modélisation requiert une double approche qui doit être à la fois déterministe et statistique. On doit naviguer entre l'élaboration de formules mathématiques de plus en plus sophistiquées et des échantillonnages plutôt limités à partir desquels on devra estimer les conditions initiales et valider les résultats.

Que les mesures soient horaires, quotidiennes, mensuelles ou saisonnières, elles demeureront toujours plus ou moins variables, dépendamment de l'endroit et du moment où sont faits les prélèvements. De plus, on peut difficilement avoir accès à toutes les données requises pour initialiser les modèles et on peut encore moins prévoir tous les impacts des activités humaines sur le territoire. Néanmoins, un premier aperçu suffit souvent pour qualifier l'ordre de grandeur des problématiques et les méthodes statistiques facilitent l'identification des relations significatives.

Dans cette section, qui porte sur la revue de la littérature, nous ferons en premier lieu un bref historique de la modélisation de la qualité de l'eau. Nous présenterons en second lieu les principes généraux de la simulation de QUAL2E. Nous aborderons par la suite l'outil informatique de gestion intégrée par bassin versant GIBSI. Puis, nous expliciterons en détail les principes de base de la programmation de QUAL2E-GIBSI. Nous terminerons avec quelques modalités d'application et un survol des méthodes d'optimisation rencontrées dans la littérature.

3.1 Développement historique des modèles de simulation

Durant les années 1960, la modernisation de l'agriculture et l'urbanisation rapide furent largement responsables du déclin de la qualité de l'eau en Europe et en Amérique. L'afflux massif des matières organiques qui provenaient de la fertilisation intensive des milieux agricoles et des rejets municipaux enrichis en phosphates (détergents) ont favorisé la prolifération des algues, et l'augmentation de la biomasse en décomposition a accéléré l'eutrophisation d'un grand nombre de rivières et de plans d'eau.

Pour faire face aux multiples conséquences de la détérioration des milieux aquatiques, des investissements ont été faits dans de nombreux programmes de simulation de la qualité de l'eau, que ce soit pour déterminer les charges maximales permises ou pour identifier les modalités d'assainissement des eaux usées.

3.1.1 Qualité de l'eau

À partir du modèle de Streeter-Phelps (1925) sur le déficit en oxygène dissous des eaux chargées de matière organique, l'ajout des cycles de nitrification a permis d'obtenir en 1970 la première version du modèle de qualité de l'eau, QUAL-1 (Masch *et al.,* 1971). Plusieurs versions se sont succédées de 1970 à 1987 jusqu'à la mise au point des versions QUAL2E et QUAL2E-UNCAS (Brown & Barnwell, 1987), où le cycle du phosphore et le développement des algues ont été ajoutés. Compatible avec les normes officielles sur les eaux usées, ce modèle fut largement utilisé par les consultants et les agences de régulation comme le modèle standard pour la détermination des charges rejetées permises (Shanahan *et al.,* 1998).

Par la suite, on a assisté à une floraison de modèles pour la simulation de la qualité de l'eau ainsi que de diverses méthodes pour l'optimisation des divers paramètres à ajuster (voir le manuel de référence de Chapra, 1997). Certains modèles sont plus simples, comme STREAM[1], mais en comparaison avec QUAL2E, STREAM aurait tendance à surestimer les concentrations d'oxygène dissous (Caviness *et al.,* 2006). D'autres modèles sont plus complexes, comme RWQM1[2], et cherchent à représenter les milieux sédimentaires avec plus d'acuité en distinguant, entre autres, les apports spécifiques des populations bactériennes autotrophes et hétérotrophes (Trinh Anh *et al.,* 2006).

C'est dans ce sens que la version de QUAL2K (Park & Lee, 2002) vise à combler certaines lacunes de QUAL2E en ajoutant les apports d'oxygène qui proviennent des plantes aquatiques et en simulant les processus de dénitrification en milieu anoxique. Elle vise aussi à distinguer les taux de respiration du phytoplancton de leur taux de mortalité, l'un produisant de l'oxygène et l'autre contribuant à augmenter les charges de DBO (voir section 3.3).

Par la suite, Pelletier *et al.* (2006) ont intégré dans la version QUAL2Kw des méthodes d'optimisation basées sur l'algorithme génétique développé par Carroll (2001) pour QUAL2E (Goktas & Aksoy, 2007).

Dans l'ensemble, la plupart de ces modèles tiennent compte de deux types d'apports de nutriments et de polluants, que ce soit les rejets ponctuels situés en des lieux identifiables et contrôlables ou les rejets diffus répartis le long des berges.

---

[1] STREAM : Steady Riverine Environmental Assessment Model
(Mississippi Department of Environmental Quality, 2004).

[2] RWQM1 : River Water Quality Model no. 1 (Reichert *et al.*, 2001).

3.1.2 Rejets ponctuels et diffus

L'évaluation des rejets ponctuels dépend essentiellement des méthodes de contrôle environnemental mises en place par les diverses instances politiques lors de l'implantation des procédés d'assainissement des eaux usées municipales et industrielles. La détermination des critères de qualité et l'attribution des charges permises a favorisé l'élaboration de normes de contrôle qui comprennent un suivi systématique des données hydrologiques et météorologiques, ainsi que l'évaluation ponctuelle de la qualité de l'eau près des zones industrielles et municipales.

Néanmoins, compte tenu des nombreuses pressions sur les divers usages de l'eau, cela nécessite beaucoup de coordination, d'où l'émergence des organismes de gestion par bassin versant et la mise au point de systèmes de modélisation intégrée qui facilite la prise de décisions.

Toutefois, ces données sont généralement plus accessibles que les données requises pour l'estimation des rejets diffus de nutriments et de polluants. Ces dernières nécessitent une caractérisation plus fine du milieu en ce qui concerne l'ampleur du ruissellement, l'érosion des sols et le transport des sédiments.

Ces trois aspects sont généralement évalués à partir des données sur l'intensité des précipitations, le degré d'infiltration des divers types de sols, les caractéristiques du couvert végétal et le calendrier des pratiques culturales (méthodes d'irrigation, application d'engrais et de pesticides, etc.). Cette modélisation du cycle de l'eau et du transport des sédiments requiert ainsi un ensemble de données sur les processus naturels qui régissent l'écoulement de l'eau en surface et sur leur répartition dans les couches inférieures jusqu'aux nappes phréatiques.

3.1.3 Hydrologie

Depuis trente ans, le développement de la télédétection a facilité l'intégration des paramètres physiques des bassins versants dans les modèles hydrologiques à l'aide de logiciels comme GRASS et ARCVIEW ou de logiciels plus spécifiques comme PHYSITEL (Turcotte *et al.*, 2001).

Au fur et à mesure d'une identification plus précise des caractéristiques géographiques (altitude, pente, superficie, indice topographique), les modèles hydrologiques se sont raffinés, soit en partant d'une représentation empirique de réservoirs interconnectés verticalement et horizontalement, comme dans TOPMODEL (Beven & Kirby, 1979, Beven *et al.*, 1984) ou

CEQUEAU (Morin *et al.,* 1981, Morin, 1991), ou bien en partant d'une approche mécaniste de discrétisation spatiale ou temporelle du milieu physique où les équations différentielles de bilans de masse sont résolues numériquement pour chaque élément du découpage spatial (sous-bassins versants, maillages carrés ou triangulaires, etc.), comme dans THALES (Grayson *et al.,* 1992a,b) ou HYDROTEL (Fortin *et al.,* 1995).

3.1.4 Érosion et transport des sédiments

Les modèles qui simulent l'érosion et le transport des sédiments sont plus complexes. L'équation universelle de pertes de sol, USLE[3] (Wischmeier & Smith, 1965, 1978), a été développée originellement en 1965 pour l'estimation des pertes annuelles de la couche de sol productive en agronomie :

$$A = RKLSCP \tag{3-1}$$

avec :

A : taux potentiel d'érosion des sols (t/ha);
R : facteur du climat (érositivité) (MJ mm/ha h);
K : facteur du sol (érodabilité) (t h/MJ mm);
LS : facteurs de la topographie (longueur *L* et pente *S*);
C : facteur de la végétation (évolution du couvert végétal, rotation des sols);
P : facteur du contrôle de l'érosion (labours dans le sens de la pente ou en travers, culture en courbes de niveau, en bandes ou en terrasse).

Toutefois, comme l'équation USLE ne tient pas compte des apports sédimentaires qui proviennent de l'érosion hydrique, il faut compléter avec des facteurs de ruissellement et des bilans de masse des sédiments. Du fait de sa simplicité, cette équation fut reprise dans bon nombre de modèles simulant l'érosion hydrique, que ce soit sous sa forme originale USLE

[3] USLE : *Universal Soil Loss Equation* (Wischmeier & Smith, 1965, 1978).

(AGNPS[4]) ou selon des versions modifiées comme MUSLE[5] (SWAT[6]) ou révisées comme RUSLE[7] (HYDROTEL).

Comme l'équation USLE est estimée en fonction de l'énergie des précipitations, Williams (1975) a mis au point pour SWAT une version modifiée, MUSLE, basée sur l'énergie du ruissellement, qui représente le détachement et le transport. Elle est plus précise pour simuler des événements ponctuels lors des tempêtes :

$$sed = 11{,}8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0{,}56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \qquad (3\text{-}2)$$

avec :

sed : sédiments en suspension pour un jour donné (T);
Q_{surf} : hauteur de la lame d'eau (mm/ha);
q_{peak} : débit de pointe (m^3/s);
$area_{hru}$: superficie du HRU[8] (ha);
K_{USLE} : facteur du sol (érodabilité) (t m^2 h/ (m^3 t cm));
LS_{USLE} : facteurs de la topographie (longueur L et pente S);
C_{USLE} : facteur de la végétation (évolution du couvert végétal, rotation des sols);
P_{USLE} : facteur du contrôle de l'érosion (labours dans le sens de la pente ou en travers, culture en courbes de niveau, en bandes ou en terrasse);
CFRG : facteur de grosseur des fragments.

Par la suite, le développement de la télédétection et des outils informatiques mena à une version révisée de l'équation universelle de perte de sol, RUSLE (Renard *et al.*, 1997), où les approches statistique et empirique des mesures dans les champs ont été remplacées par l'utilisation d'algorithmes basés sur les données topographiques pour estimer la valeur du facteur *LS* et sur les données géographiques pour estimer la valeur des facteurs *R* et *K*. Les facteurs *C* et *P* font référence au calendrier des activités agricoles et aux pratiques culturales.

---

[4] AGNPS: *Agricultural Non-Point Source pollution* (Young *et al.*,1989, 1994).

[5] MUSLE : *Modified Universal Soil Loss Equation* (Williams, (1975).

[6] SWAT: *Soil and Water Assessment Tool* (Arnold *et al.*, 1995).

[7] RUSLE; *Revised Universal Soil Loss Equation* (Renard *et al.*, 1997).

[8] HRU : *Hydrological Response Unit*, SWAT.

Quant au transport des sédiments, plusieurs modèles furent élaborés en utilisant des formulations dérivées de l'équation de Yalin (1963) : ANSWERS[9], CREAMS[10] et le modèle WEPP[11], où on y a ajouté une force de cisaillement (Flinker *et al.,* 1989) :

$$T = K_t T_s^{1,5} \tag{3-3}$$

où :

$$T_s = \rho g H S \tag{3-4}$$

avec :

T : capacité de transport des sédiments (kg/m s);

K_t : coefficient de transport;

T_s : force de cisaillement (N/m^2);

ρ : masse volumique de l'eau (kg/m^3) (999,1 à 15°C);

g : accélération gravitationnelle (9,8 m/s^2);

H : lame d'eau (m);

S : pente (m/m).

Préoccupés par les pertes de nutriments en agriculture, plusieurs auteurs ont cherché à simuler l'impact de l'érosion sur les diverses pratiques culturales et sur le lessivage des engrais et des pesticides.

Cela a favorisé l'émergence de plusieurs ensembles conceptuels visant à reproduire les cycles de transformation des composés de carbone, d'azote et de phosphore dans le sol et leur transport dans les eaux de ruissellement (EPIC[12]) et les eaux souterraines (GLEAMS[13]).

---

[9] ANSWERS: *Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation* (Beasleys *et al.*, 1980, Beasleys & Huggins, 1982).

[10] CREAMS: *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems* (Knisel, 1980).

[11] WEPP: *Water Erosion Prediction Project* (Nearing *et al.*, 1989).

[12] EPIC: *Erosion Productivity Impact Calculator* (Williams *et al.*, 1984).

[13] GLEAMS: *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (Leonard *et al.*, 1987).

3.1.5 Bassin versant

Ces modèles ont été progressivement intégrés dans le modèle SWRRB[14] (Williams *et al.*, 1985), qui pouvait simuler à cette époque une dizaine de sous-bassins directement reliés à l'exutoire. Ce modèle pouvait convenir pour des bassins versants de quelques centaines de kilomètres carrés, mais il ne pouvait pas simuler des bassins de l'ordre de milliers de kilomètres carrés.

Pour ce faire, les chercheurs ont mis au point le modèle ROTO[15] (Arnold *et al.*, 1995), qui pouvait acheminer l'eau à travers un réseau de canaux et de réservoirs connectés aux multiples sous-bassins modélisés par SWRRB, ce qui contribua à la mise au point de SWAT[16] (Arnold *et al.*, 1995) (Figure 3-1).

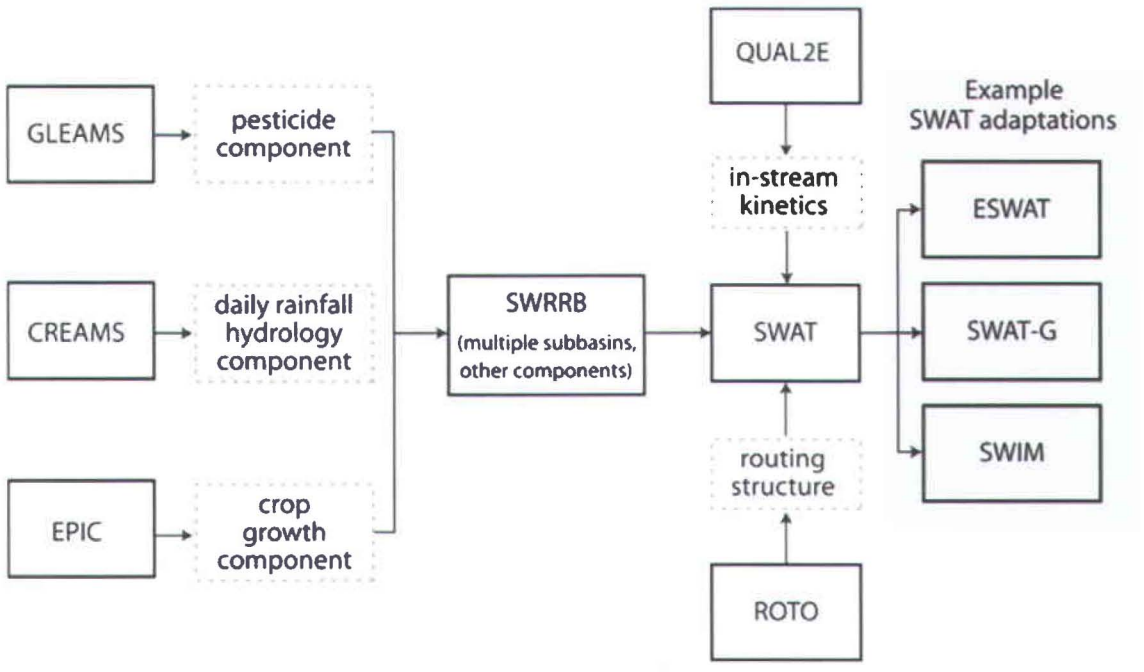


Figure 3-1 Développement historique de SWAT (tiré de Gassman *et al.*, 2007).

[14] SWRRB: *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (Williams *et al.*, 1985).

[15] ROTO: *Routing Outputs to Outlets* (Arnold *et al.*, 1995).

[16] SWAT : *Soil and Water Assessment Tool* (Arnold *et al.*, 1995).

L'instauration de législations sur la qualité de l'eau en Amérique comme en Europe généra la mise en œuvre de projets de recherche visant à développer la gestion par bassin versant. Plusieurs modèles surgirent ainsi au fur et à mesure de la nécessité de s'adapter aux divers environnements.

Ainsi, GIBSI (Mailhot *et al.,* 1997, Villeneuve *et al.,* 1998) s'est élaboré en développant son propre système d'intégration des données géographiques et météorologiques (PHYSITEL et HYDROTEL). Il utilise l'équation universelle de pertes de sol révisée (RUSLE); il conserve de SWAT les modèles de production et de transport des nutriments au sol et dans l'eau (EPIC, ROTO, QUAL2E) et il présente une interface qui facilite l'élaboration de scénarios environnementaux.

3.1.6 Développements ultérieurs

SWAT s'est bonifié depuis dix ans en intégrant progressivement divers compléments :

(1) SWAT - G[17] correspond à SWAT99.2, modifié pour simuler la conductibilité hydraulique des montagnes plutôt basses en Allemagne (Lenhart *et al.,* 2002, 2005).

(2) ESWAT[18] fractionne les temps de calcul à moins d'une heure et ajoute un module de calage multi-objectif (multi-site et multi-variable) qui a été intégré depuis dans SWAT2005 (van Griensven & Bauwens, 2003, 2005).

(3) SWIM[19] introduit les cycles de nutriments du modèle MATSALU (Estonie) (Krysanova *et al.,* 1989) pour des bassins versants moyens entre 100 et 1 000 km^2 (Krysanova *et al.*, 1998, 2005). Des modifications récentes améliorent la modélisation, que ce soit pour les eaux souterraines (Hatterman *et al.,* 2004), les régions forestières (Wattenbach et al., 2005) ou les régions marécageuses et riveraines (Hatterman *et al.*, 2006).

---

[17] SWAT-G: (Lenhart *et al.,* 2002).

[18] ESWAT: *Extended SWAT* (van Griensven and Bauwens, 2003, 2005).

[19] SWIM: *The Soil and Water Integrated Model* (Krysanova *et al.*, 1998, 2005).

3.1.7 Pente des bassins versants

D'autres modèles d'érosion basés sur USLE comme WEEP (Nearing *et al.*, 1989), SATEEC[20] (Lim et al., 2003) et AnnAGNPS[21] (Cronshey & Theurer, 1998) mettent davantage l'accent sur l'effet de la pente des bassins versants.

WEPP calcule les détachements et les dépôts sur une grille de référence qui représentent les pentes.

SATEEC évalue l'importance de l'érosion pour des sous-bassins de taille similaire selon l'angle de la pente, *S*. Il calcule un facteur de sédimentation *SDR* (Sediment Delivery Ratio) selon la formule de Williams & Berndt (1977) dans les versions 1.0 - 1.8. :

$$SDR = 0{,}627 \times S^{0{,}403} \tag{3-5}$$

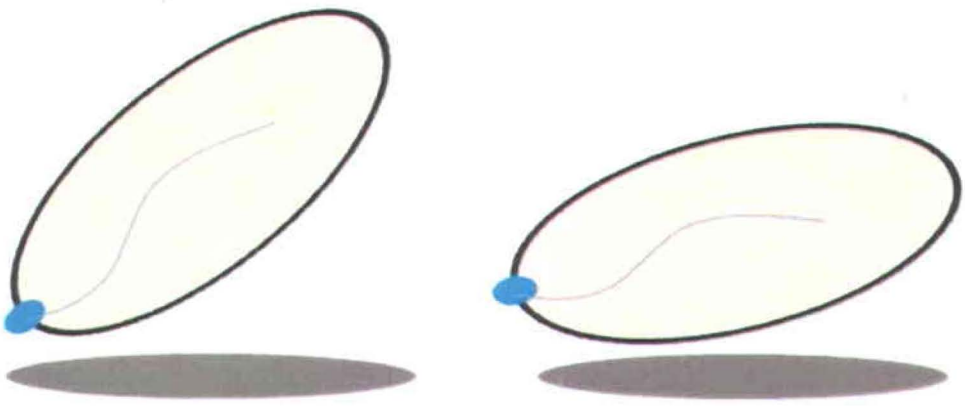


Figure 3-2 **Facteur de sédimentation *SDR* lié à la pente d'un bassin versant (tiré de Lim et al., 2011)**

Dans les versions 2.0 et 2.1 de SATEEC (Park *et al.*, 2010), l'effet des précipitations peut être évalué selon les rapports mensuels ou annuels des précipitations et le *SDR* est calculé en utilisant le système de numéro de courbe (SCS-CN[22]), où sont répertoriés tous les types de sol, de culture et de couvert végétal évoluant selon la croissance des cultures.

---

[20] SATEEC : *Sediment Assessment Tool for effective Erosion Control* (Lim *et al.*, 2003)

[21] AnnAGNPS : *Annualised Agricultural Non Point Source* (Cronshey & Theurer, 1998)

[22] SCS-CN : *Soil Conservation Service – Run Off Curve Number* USDA

Un module de segmentation des pentes calcule l'impact des routes et des canaux en milieu agricole et un algorithme génétique permet d'évaluer les coefficients *A*, *B*, *C* et *D* (Holland, 1975) :

$$SDR = A \times Area^{B} \times Slope^{C} \times CN^{D} \quad (3\text{-}6)$$

Quant à AnnAGNPS, il utilise RUSLE pour estimer l'érosion. Mais comme une partie devrait se déposer avant d'atteindre les cours d'eau, il introduit une nouvelle équation, HUSLE[23] (Theurer & Clarke, 1991) pour évaluer la part des sédiments qui rejoindra les cours d'eau :

$$S_y = 0{,}22Q^{0{,}68}q_p^{0{,}95}KLSCP \quad (3\text{-}7)$$

avec

S_y : sédiments en suspension (Mg/ha);
Q : hauteur de la lame d'eau (mm);
q_p : débit de pointe (mm/s);
K : facteur du sol (érodabilité) (t h/MJ mm);
LS : facteurs de la topographie (longueur L et pente S);
C : facteur de la végétation (évolution du couvert végétal, rotation des sols);
P : facteur du contrôle de l'érosion (labours dans le sens de la pente ou en travers, culture en courbes de niveau, en bandes ou en terrasse).

3.1.8 Transport des nutriments

L'azote organique et le phosphore organique du sol sont catégorisés dans SWAT (Figure 3-3) et GIBSI selon leurs processus de minéralisation. Ils peuvent provenir des ajouts d'engrais ou des résidus de culture (frais), qui peuvent être adsorbés légèrement ou minéralisés directement, ou encore des substances humiques, où ils peuvent être légèrement adsorbés et disponibles pour la minéralisation (actif), ou fortement adsorbés (stable).

La minéralisation de l'azote s'effectue par l'intermédiaire des microorganismes (pour le NH_4^+) et des bactéries nitrifiantes pour les nitrites (NO_2^+) et les nitrates (NO_3^+). Des bactéries associées principalement aux légumineuses peuvent aussi fixer l'azote atmosphérique (N_2) et le transformer en nitrates tandis que des bactéries dénitrifiantes peuvent utiliser l'oxygène des

[23] HUSLE: *Hydrogeomorphic Universal Soil Loss Equation* (Theurer & Clarke, 1991)

nitrates en condition anaérobie et restituer de l'azote gazeux (N_2). Le phosphore minéralisé peut être plus ou moins fortement adsorbé (stable, actif et labile), solubilisé (dissous) ou reconverti en phosphore organique par les plantes et les microorganismes.

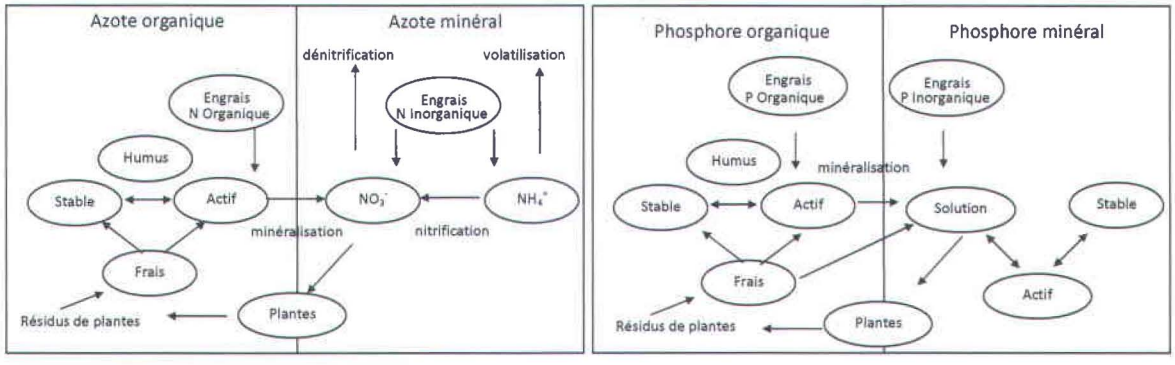


Figure 3-3 **Réservoirs d'azote et de phosphore, minéral et organique, SWAT 2009 (tiré de Neitsch *et al.*, 2011)**

L'azote peut être transporté sous forme organique par les sédiments (érosion) ou minéralisée en dissolution dans l'eau, tandis que le phosphore particulaire transporté par les sédiments comprend du phosphore organique (humus), du phosphore minéralisé stable et actif ainsi que du phosphore minéral indissoluble lié au calcium, au fer, au manganèse ou à l'aluminium. Quant au phosphore labile, il est facilement soluble et transporté par l'eau de ruissellement.

3.1.9 Divers modèles d'applications spécifiques

Dépendamment des problématiques locales, de nombreuses études complémentaires concourent à valider l'ensemble du processus de simulation. À titre d'exemple, certains vont utiliser QUAL2E pour analyser la répartition des nitrites et des nitrates entre une région forestière et une région agricole, reliant ainsi les apports de nitrites aux concentrations élevées de chlore qui proviennent d'un approvisionnement en eau par voie souterraine (Azzellino *et al.*, 2006).

D'autres vont se référer au modèle d'érosion SWAT pour évaluer les apports diffus de phosphore qui proviennent de l'élevage de bovins ou de volailles (Lin *et al.*, 2007), ou pour distinguer le transport des nitrates dissous dans l'eau de ruissellement du transport de l'azote organique et du phosphore organique par les sédiments (Shen *et al.*, 2008).

On peut estimer la charge diffuse des polluants organiques et chimiques en utilisant QUAL2E pour évaluer la charge polluante par unité de surface pour différents sous-bassins (Chen & Tung, 2007).

On peut également utiliser un modèle 3D, HEM-3D[24], pour simuler l'impact des marées et par rebours arriver à estimer l'ampleur des rejets diffus des coliformes dans les zones réservées aux oiseaux migrateurs (Shen *et al.,* 2006).

Comme on peut le constater, la qualité de l'eau d'une rivière dépend d'une multitude de facteurs et il faut simuler autant les caractéristiques géophysiques environnantes que les processus biochimiques inhérents au dynamisme de son biotope.

3.2 Modélisation de l'oxygène dissous avec QUAL2E

QUAL2E a été élaboré en fonction des critères reconnus pour les mesures de la qualité de l'eau. Cela simplifiait l'organisation des campagnes de prélèvement et l'accès aux données existantes. Toutefois, au fur et à mesure des analyses sur le terrain, certains aspects demandèrent à être précisés, ce qui mena à l'élaboration de nouvelles versions, dont QUAL2K (Park & Lee, 2002).

Conçu à l'origine pour évaluer l'eutrophisation des cours d'eau, QUAL2E modélise essentiellement le cycle de l'oxygène en simulant les conditions physiques qui favorisent la réaération et les processus biochimiques qui produisent de l'oxygène par photosynthèse (algues) ou au contraire l'utilisent pour l'oxydation de la matière organique et la nitrification de l'azote organique et ammoniacal (bactéries).

Nous avons illustré ces divers processus à la Figure 3.4. Sur cette figure, les programmes EROSION et POPES sont externes à QUAL2E et fournissent, par l'intermédiaire de GIBSI, les concentrations de nutriments et de polluants qui proviennent des rejets diffus (Figure 3-6). Tous les paramètres qui apparaissent sur cette figure sont décrits au Tableau 3-1.

Comme la série des paramètres de sédimentation, σ, n'est pas homogène, puisque les σ_2 et les σ_3 correspondent à des contributions du benthos en azote ammoniacal et en phosphore dissous tandis que les trois autres correspondent à une déposition des algues, σ_1, de l'azote organique, σ_4, et du phosphore organique, σ_5, nous avons indiqué par des flèches le sens de l'impact des paramètres; ainsi, une flèche vers le haut signifie que l'augmentation du paramètre entraîne une

[24] HEM-3D : *Hydrodynamic and Eutrophication Model-3D* (Park *et al.*, 1995)

augmentation de la valeur de la variable simulée, tandis qu'une flèche vers le bas représente un paramètre pour lequel une augmentation de la valeur conduit à une diminution de la variable de qualité de l'eau simulée.

Pour la série des paramètres K, nous retrouvons cette même ambigüité où l'augmentation de K_1, K_3, K_4 ou K_5 représente une diminution de la variable simulée, tandis que l'augmentation de K_2 entraîne une augmentation de la variable simulée.

Pour faciliter la lecture, nous retrouverons ces flèches, avec la même signification, au chapitre 6 dans les tableaux du calage initial, de l'analyse de sensibilité et du calage régional (Tableaux 6-1, 6-2 et 6-3) et de la description des paramètres régionalisés pour chaque variable d'état (Tableaux 6-5, 6-6, 6-7 et 6-8).

3.2.1 Oxygène dissous

L'oxygène dissous provient autant des échanges atmosphériques que de la photosynthèse algale ou du biodynamisme des divers organismes qui oxygènent les sols, les rives et le fond des lacs et des rivières. Il est indispensable pour amorcer les processus vitaux tout en étant lui-même un bon représentant de la vitalité du milieu.

Le niveau de saturation en oxygène dissous dans l'eau dépend de la pression atmosphérique et de la température. Il diminue au fur et à mesure que l'on s'élève au-dessus du niveau de la mer, d'environ 7 % pour chaque 2 000 pieds (~600 m) (Bowie *et al.*, 1985).

Dans le même ordre d'idées, l'élévation de température ne favorise pas le maintien de l'oxygène dissous dans l'eau et la concentration à saturation diminue progressivement avec la hausse des températures, passant de 14,6 mg/l à 0°C à 7,5 mg/l à 30°C à la pression atmosphérique du niveau de la mer. Ainsi, la réaération physique de l'eau dépend essentiellement de la pression atmosphérique et de la température. Elle tend donc à diminuer en haute altitude et dans les périodes plus chaudes.

Cependant, le taux d'oxygénation réel peut varier en fonction de la surface de contact et de la profondeur d'eau à oxygéner. Dans le cas des rivières et des lacs, la turbulence des torrents et les vagues soulevées par les vents peuvent faciliter l'oxygénation en profondeur.

Cependant, dans les secteurs plus calmes, l'activité photosynthétique du phytoplancton en surface et des algues benthiques en profondeur permet d'accroître les concentrations d'oxygène en contrepartie des pertes dues à l'oxydation de la matière organique.

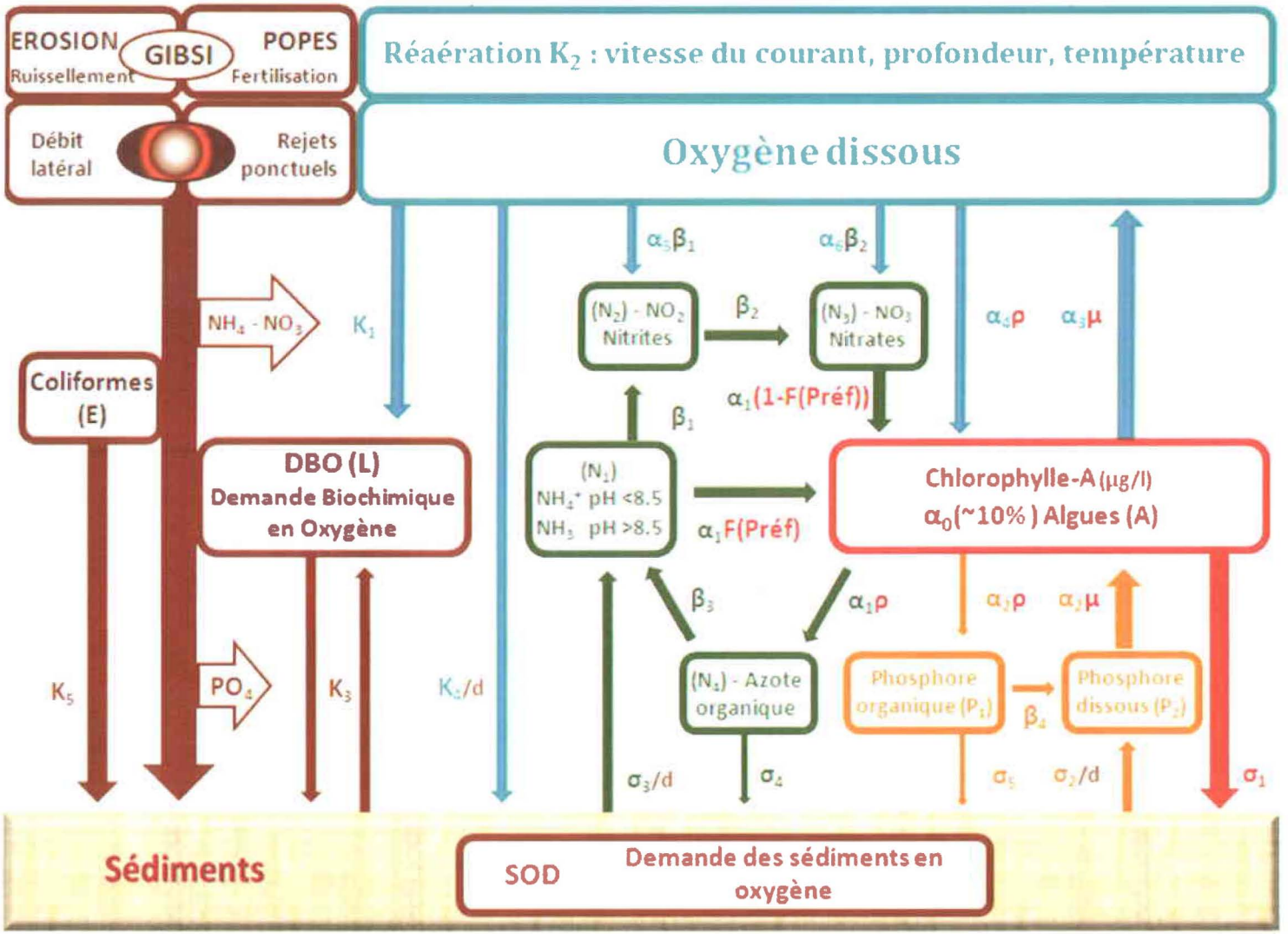


Figure 3-4 **QUAL2E : Interrelations entre les variables d'état de la qualité de l'eau. (voir Tableau 3-1 pour une description des paramètres du modèle QUAL2E).**

Tableau 3-1 Paramètres de QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

Valeurs fixes pour tous les tronçons	Par défaut*	Unités
α_0= Pourcentage en chlorophylle–A de la biomasse algale	10 %	(µg-Chla/mg-A)
α_1= Contenu en azote de la biomasse algale	0,08	(mg-N/mg-A)
α_2= Contenu en phosphore de la biomasse algale	0,01	(mg-P/mg-A)
α_3= Taux de production d'oxygène par unité de masse d'algues	1,60	(mg-O/mg-A)
α_4= Taux d'oxygène prélevé lors de la respiration	2,00	(mg-O/mg-A)
α_5= Taux d'oxygène prélevé lors de l'oxydation de l'azote ammoniacal	3,43	(mg-O/mg-N)
α_6= Taux d'oxygène prélevé lors de l'oxydation des nitrites	1,14	(mg-O/mg-N)
μ= Taux de croissance des algues	2,30	(1/jour)
ρ= Taux de respiration des algues	0,12	(1/jour)
F= Fraction de l'azote algale provenant de l'azote ammoniacal	0,90	
Valeurs variables pour chaque tronçon	**Min-(Moyenne)-Max**	**Unités**
β_1= Taux d'oxydation biologique de l'azote ammoniacal	0,1-(0,5)-1,0	(1/jour)
β_2= Taux d'oxydation biologique des nitrites	0,2-(1,0)-2,0	(1/jour)
β_3= Taux d'hydrolyse de l'azote organique	0,02-(0,20)-0,40	(1/jour)
β_4= Taux de transformation du phosphore organique	0,01-(0,35)-0,70	(1/jour)
d= Profondeur de l'écoulement	entrée par l'utilisateur	(m)
K_1= Taux d'oxydation de la DBO carbonée ↓	0,02-(1,70)-3,40	(1/jour)
K_2= Taux de réaération ↑	0,00-(10,00)-100	(1/jour)
K_3= Taux de déposition de la DBO carbonée ↕	(-0,36)-(0.00)-(0,36)	(1/jour)
K_4= Taux de la demande en oxygène des sédiments ↓	(0,00)	(mg-O/m^2-jour)
K_5= Taux de mortalité des coliformes ↓	0,05-(2,00)-4,00	(1/jour)
σ_1= Taux de déposition des algues ↓	0,5-(3,0)-6,0	(m/jour)
σ_2= Contribution du benthos en phosphore dissous ↑	(0,00)	(mg-P/m^2-jour)
σ_3= Contribution du benthos en azote ammoniacal ↑	(0,00)	(mg-N/m^2-jour)
σ_4= Taux de déposition de l'azote organique ↓	0,001-(0,050)-0,100	(1/jour)
σ_5= Taux de déposition du phosphore organique ↓	0,001-(0,050)-0,100	(1/jour)

* Proposé par défaut dans le manuel de QUAL2E

3.2.2 Demande biologique en oxygène

La décomposition de la matière organique s'effectue par le biais de l'activité bactérienne et consomme une grande partie de l'oxygène disponible. On calcule normalement la demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO_5). Mais il reste une fraction résiduelle (DBO_u) qui est évaluée selon la nature des substances organiques, qu'elles soient humiques ou fulviques. QUAL2E utilise un facteur de conversion générique pour l'ensemble de la simulation tandis que QUAL2K calcule indépendamment le passage de l'une à l'autre pour les rejets industriels qui sont plus difficiles à oxyder. Ce dernier modèle peut aussi décrire le processus d'eutrophisation en incluant dans le réservoir de DBO_5 la matière organique qui provient des algues mortes.

Une augmentation de la concentration des substances dissoutes peut abaisser indirectement le taux de solubilité de l'oxygène gazeux à la surface de l'eau et l'augmentation de la turbidité peut limiter l'impact des périodes d'ensoleillement sur l'activité photosynthétique des algues, diminuant ainsi leur production d'oxygène.

3.2.3 L'activité chlorophyllienne

Le développement de l'activité chlorophyllienne du phytoplancton, productrice d'oxygène, nécessite des apports spécifiques en azote et en phosphore. Comme le phosphore est généralement le facteur limitant en eau douce, les rejets massifs des superphosphates présents dans les détergents dans les années 1960 ont ainsi entraîné une croissance excessive des algues. L'oxydation ultérieure de toute cette matière organique en décomposition a entraîné l'eutrophisation d'un grand nombre de cours d'eau. C'est pourquoi l'accent fut mis à cette époque sur une diminution du phosphore et de la DBO_5 sous toutes ses formes.

Néanmoins, le phytoplancton n'est pas le seul producteur d'oxygène. C'est pourquoi QUAL2K ajoute également la contribution des algues benthiques (périphyton) au réservoir d'oxygène.

3.2.4 Composés d'azote

Les algues peuvent assimiler l'azote sous deux formes, l'une réduite (NH_4^+-NH_3^+) et l'autre oxydée (NO_3^-). On observe souvent en Europe un phénomène de succession des espèces de phytoplancton. Certaines espèces utilisent les nitrates, qui sont très abondants au printemps, tandis que d'autres se développent au milieu de l'été à partir de l'ammonium, quand les premières ont épuisé les réserves de nitrates. Plus tard, à l'automne, les réserves se

reconstituent et on voit se succéder des espèces qui utilisent à nouveau les nitrates. Issu des sédiments en suspension et de la matière organique en décomposition, l'azote organique est d'abord remis en circulation sous forme d'azote ammoniacal et, grâce à l'activité spécifique des bactéries *Nitrosomonas* (NO_2^-) et *Nitrobacter* (NO_3^-), l'azote ammoniacal est oxydé en nitrites et en nitrates.

C'est en ce sens que QUAL2E simule le processus de nitrification en tant qu'utilisateur d'oxygène au même titre que l'oxydation de la DBO, et comptabilise ainsi la production d'oxygène qui provient de l'activité photosynthétique du phytoplancton tout en en déduisant la demande d'oxygène pour la production des nitrates nécessaires à sa croissance.

Quant à QUAL2K, il peut simuler le processus de dénitrification quand les sédiments connaissent des conditions proches de l'anoxie et que l'oxygène des nitrates NO_3^- est récupéré par des bactéries qui relâcheront alors de l'azote moléculaire N_2 qui se dissipera dans l'atmosphère.

3.2.5 Composés de phosphore

On retrouve le phosphore sous diverses formes dissoutes et particulaires. Le phosphore dissous comprend des ions minéralisés fortement biodisponibles, comme l'ion hydrogénophosphate, HPO_4^{2-}, et l'ion dihydrogénophosphate, $H_2PO_4^-$. Ces orthophosphates sont transportés lors d'un ruissellement plutôt modéré qui en favorise la dissolution et le transport.

Quant au phosphore particulaire, il est généralement associé aux particules solides des sédiments en suspension. Il peut être d'origine organique ou d'origine minérale en formant des complexes avec le calcium, le fer ou l'aluminium, dépendamment des sols d'origine. Il est plus abondant lors des précipitations intenses, comme lors des averses violentes ou des crues qui bouleversent la structure des sols et désagrègent les éléments composites.

Dans SWAT et QUAL2E, on ne considère que la partie organique, qui peut être dissoute après un séjour dans les dépôts sédimentaires, que ce soit grâce aux bactéries (*eubacillus* et *bacillus*) et aux champignons (*saccharomyces* et *penicillium*) ou remis en circulation par les animaux fouisseurs (certains *chironomidae* et *tubifex* en eau douce, ou de nombreux *Polychètes* dans les sédiments marins). En certains endroits, on estime que plus de 50 % du phosphore particulaire peut redevenir mobilisable en moins d'un mois (par exemple dans l'embouchure de la Marne, selon Némery *et al.*, 2003). Cette proportion peut varier de 7 à 80 % selon plusieurs études en milieu nordique (Michaud & Laverdière, 2004; Uusitalo *et al.*, 2001; PLUARG, 1980).

3.3 Gestion par bassin versant avec GIBSI

La gestion d'un bassin versant de plusieurs milliers de km^2, comme celui de la rivière Chaudière au Québec (~7 000 km^2) (Villeneuve *et al.*, 1998; Quilbé & Rousseau, 2007) ou de la rivière Cau au Vietnam (6 030 km^2) implique plusieurs centaines ou milliers de tronçons pour lesquels il faut estimer quotidiennement les débits, les vitesses et la hauteur d'eau. Il faut évaluer la teneur en sédiments et la concentration des variables de la qualité de l'eau. Il faut aussi considérer les apports agricoles, les rejets municipaux et industriels et pouvoir évaluer leur degré d'assainissement selon le choix des méthodologies appropriées. Toutefois, si on veut maintenir un suivi d'année en année, cela nécessite un système d'intégration des données sur une base continue.

C'est ainsi que fut mis au point, en 1998, un outil nommé « *Gestion Intégrée par Bassin versant à l'aide d'un Système Informatisé* », GIBSI, qui regroupe plusieurs logiciels développés à l'INRS, dont HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995, 2001a,b) et une version adaptée de QUAL2E, QUAL2E-GIBSI (Figure 3-5).

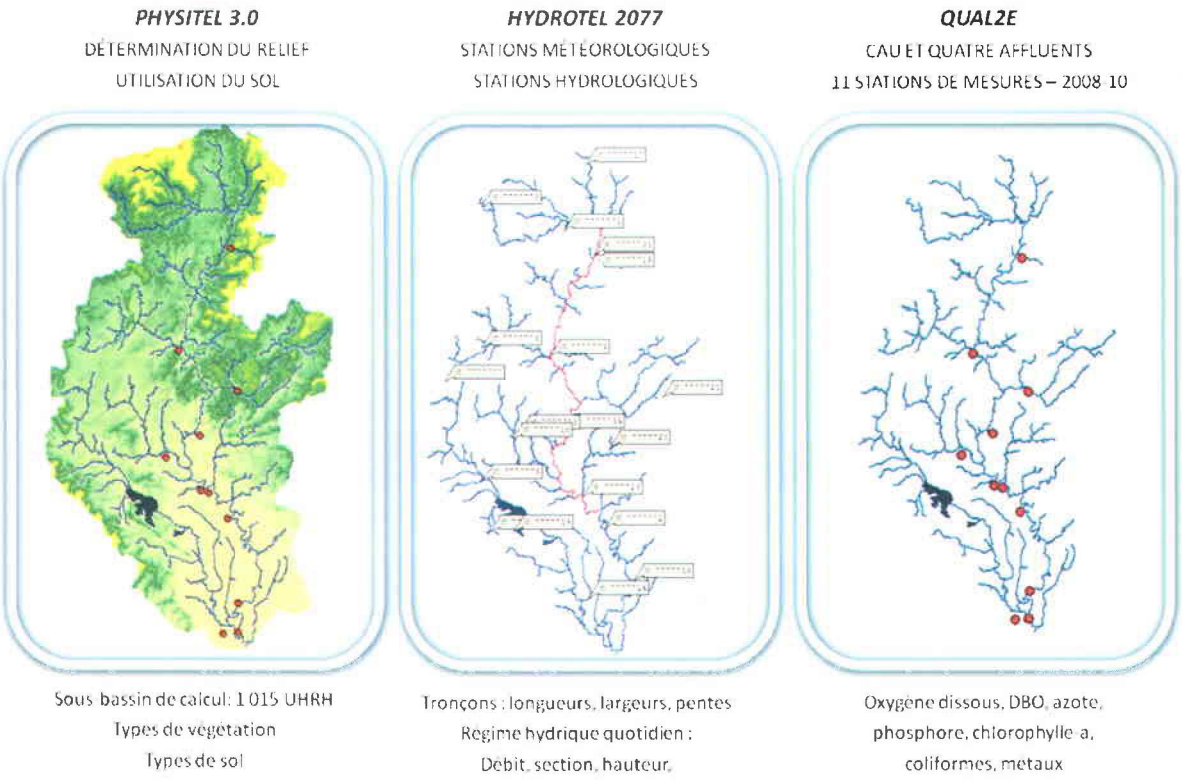


Figure 3-5 **Exemples de logiciels: PHYSITEL, HYDROTEL et QUAL2E.**

3.3.1 Ensemble de logiciels

Le logiciel PHYSITEL (Turcotte *et al.*, 2001; Fortin *et al.*, 2004, Rousseau *et al.*, 2011), qui est un progiciel indépendant non inclus dans GIBSI, permet de compiler plusieurs données géographiques telles que le réseau hydrographique, la topographie, les types de sol et de végétation. Ces données sont ensuite introduites dans le logiciel HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995, 2001a,b; Turcotte *et al.*, 2003, 2007; Bouda *et al.*, 2012).

En associant à chaque tronçon une unité spatiale de simulation qui correspond à un bassin versant élémentaire, une Unité Hydrologique Relativement Homogène (UHRH), on arrive à représenter un réseau hydrographique qui pourra être plus ou moins ramifié selon le degré de précision souhaité. HYDROTEL compile les données des stations météorologiques réparties sur tout le territoire et calcule l'acheminement de l'eau en surface, en profondeur et dans le réseau hydrographique. Il fournit le débit, la section et la hauteur d'eau pour chaque tronçon, d'où on peut calculer la vitesse d'écoulement.

À partir d'HYDROTEL, QUAL2E-GIBSI fait le calcul des concentrations moyennes journalières des diverses variables de la qualité de l'eau, en utilisant les apports diffus simulés par le modèle EROSION, par le modèle de production et de transport des pathogènes qui proviennent du cheptel animal, TRANSPATH (Rogel, 2007), et par le modèle de production et de transport des nutriments et des pesticides, POPES. Les rejets ponctuels sont spécifiés par l'utilisateur selon diverses spécifications liées au cheptel animal, au calendrier agricole (DATES), aux pratiques culturales et aux concentrations des rejets municipaux et industriels (Figure 3-6).

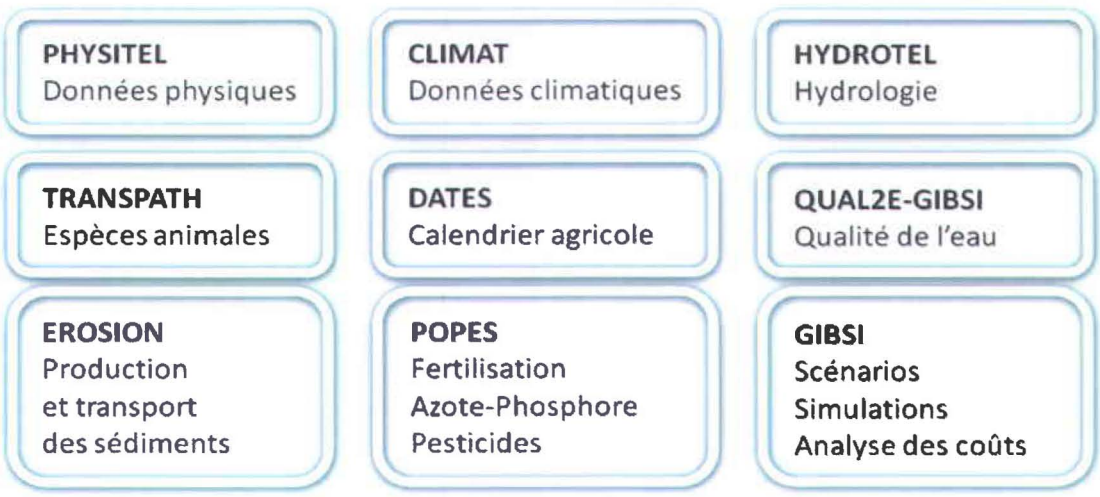


Figure 3-6 GIBSI : Regroupement de programmes et de données.

3.3.2 Attributs agricoles

GIBSI permet d'inclure divers types de rejets de nature agricole, urbaine et industrielle tout en offrant la possibilité de construire des scénarios liés à l'utilisation du sol, la gestion des barrages et des stations d'épuration des eaux. Avec un tel système d'intégration des données, on peut représenter les variations saisonnières et annuelles des nombreux paramètres et évaluer l'efficacité des politiques d'assainissement à long terme.

L'interface des attributs agricoles de GIBSI sert à la détermination des rejets diffus qui dépendent de l'élevage des animaux (l'accès du cheptel aux cours d'eau, l'épandage du fumier et du lisier) et des pratiques culturales de la production végétale (les types de culture, les rotations annuelles, les calendriers agricoles, les modes d'épandage et l'usage des pesticides) (Figure 3-7).

Le dernier volet calcule l'offre, la demande et le bilan en azote et en phosphore. Les règles de gestion des fertilisants sont spécifiées et la modification de la largeur des bandes riveraines peut avoir un impact sur les modèles d'érosion et de transport des polluants.

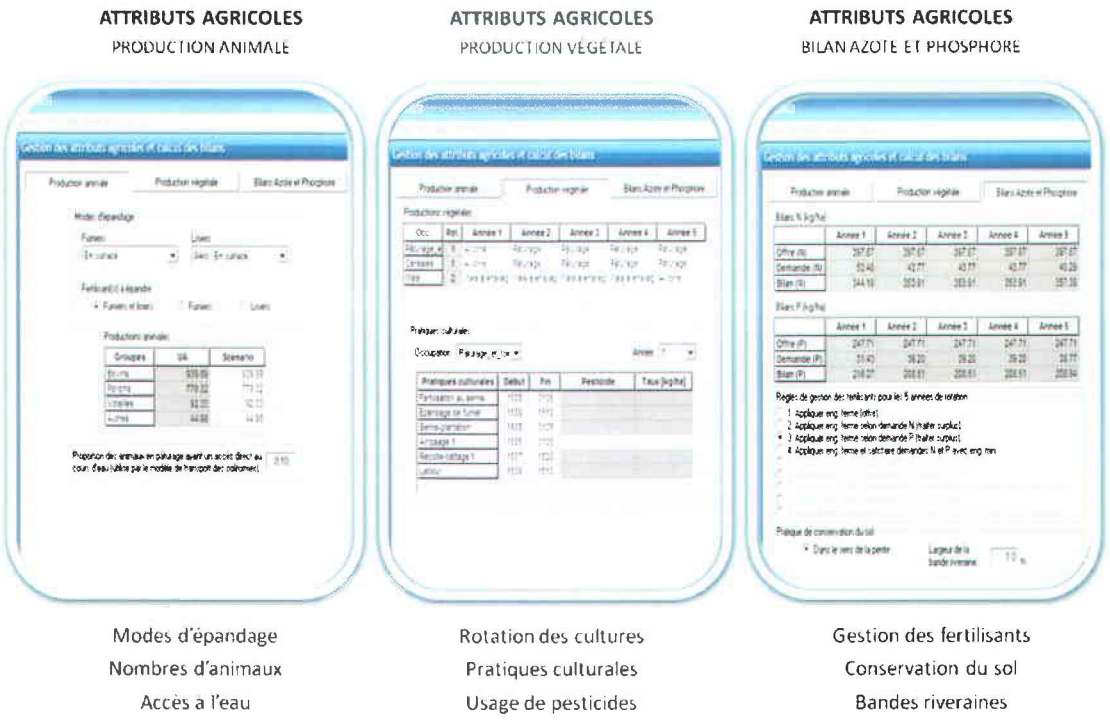


Figure 3-7 **GIBSI : Attributs agricoles.**

3.3.3 Occupation du sol, attributs des barrages et des rejets

D'autres interfaces de GIBSI servent à l'identification des classes d'occupation du sol avec la possibilité de faire varier les superficies dévolues à chaque classe. Elles permettent de spécifier les attributs des barrages, les charges moyennes des stations d'épuration ainsi que les divers types de traitement des rejets ponctuels (Figure 3-8).

A priori, GIBSI est conçu pour identifier les zones problématiques où les nutriments et les polluants (coliformes, pesticides, métaux lourds) ne respectent pas les critères de qualité de l'eau (Rousseau *et al.*, 2000). Il facilite l'estimation des charges permises, qu'elles soient annuelles (Mailhot *et al.*, 2002) ou quotidiennes (TDML : *Total Maximum Daily Load*, USEPA, 1999), que ce soit pour le traitement des eaux usées ou pour les méthodes de fertilisation (Rousseau *et al.*, 2002a). Une fois que sont définis les objectifs environnementaux de rejet (OER), on peut estimer les probabilités de dépassement, ce qui facilite le travail des gestionnaires et l'évaluation des scénarios d'intervention (Rousseau *et al.*, 2002b).

L'analyse de la distribution des pesticides permet d'identifier les zones agricoles et industrielles où les concentrations dépassent les critères de qualité de l'eau, comme dans le cas du terbutryn et du chlorpyrifos le long de la rivière Llobregat en Espagne (Terrado *et al.*, 2009) ou lors de l'évaluation de nouvelles méthodes d'application des pesticides (Rousseau *et al.*, 2012).

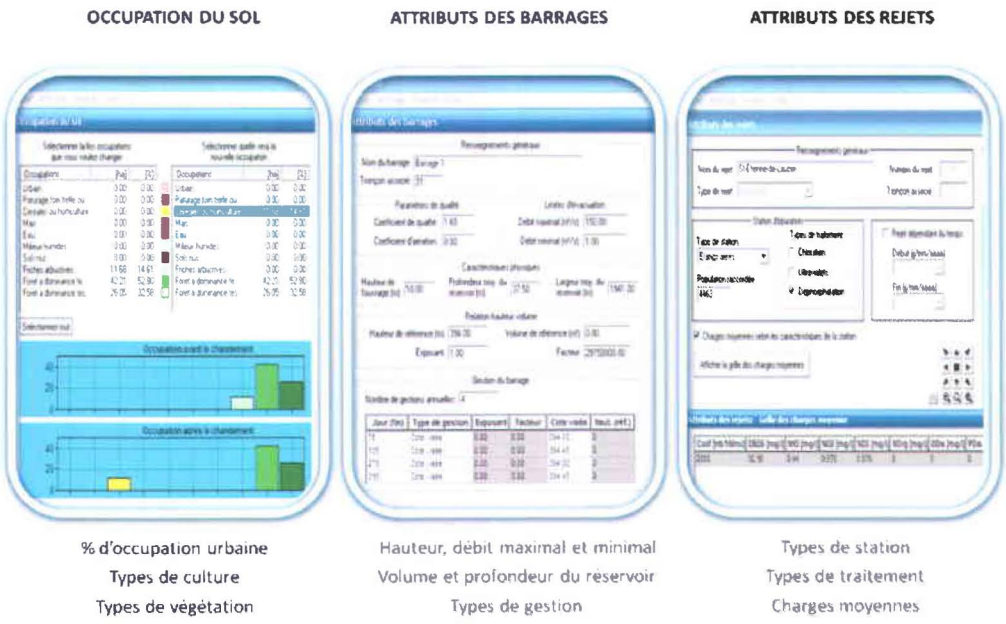


Figure 3-8 **GIBSI : Occupation du sol, attributs des barrages et des rejets.**

3.4 Processus simulés par QUAL2E-GIBSI

Dans le modèle original, QUAL2E fournit deux options de calcul, soit pour un débit constant d'eau, soit pour un débit variable à chaque pas de temps. Le pas de temps est alors déterminé par l'utilisateur et les paramètres sont ajustés pour obtenir des concentrations qui s'approchent des valeurs observées sur le terrain.

Plusieurs chercheurs obtiennent ainsi des courbes diurnes ou journalières suffisamment caractérisées pour appliquer diverses méthodes statistiques comme l'analyse d'incertitudes (QUAL2E-UNCAS), l'utilisation de fonctions « objectif », des indices de colinéarité (Brun & Reichert, 2001) et divers procédés d'optimisation comme les réseaux de neurones et les algorithmes génétiques (Zou *et al.*, 2009; Lopez *et al.*, 2009).

Ils obtiennent des simulations fort valables sur des dizaines de kilomètres de tronçons bien caractérisés et régulièrement échantillonnés. Mais si on veut simuler l'ensemble d'un bassin versant, il est impensable de pouvoir ajuster aussi finement un ensemble de paramètres, d'autant plus qu'un certain nombre de paramètres dépendent des caractéristiques propres à chaque tronçon.

Néanmoins, en travaillant sur de grands ensembles, certaines disparités se nivellent, et en utilisant des valeurs moyennes pour chaque journée, cela peut faire apparaître certaines tendances et faciliter l'ajustement des paramètres. C'est ainsi que la programmation de QUAL2E a été remaniée dans GIBSI pour fournir à chaque jour une concentration moyenne des variables d'état à partir de calculs de concentrations au pas de temps d'une heure.

Comme HYDROTEL simule l'écoulement en rivière sur un mode dynamique, il est possible de simuler les phénomènes de crues, ce qui n'est pas possible avec QUAL2E en régime permanent. En intégrant au début de chaque journée les données du régime hydrologique calculées par HYDROTEL, QUAL2E-GIBSI se réinitialise à partir des valeurs moyennes des variables calculées la veille et de la variation du volume d'eau. On obtient ainsi une succession de régimes permanents directement reliés aux données météorologiques journalières.

Ainsi, HYDROTEL simule l'hydrologie du bassin versant et fournit des données quotidiennes aux modèles d'érosion et de qualité de l'eau. Le modèle d'érosion fournit à QUAL2E-GIBSI les quantités de sédiments et les quantités initiales de sédiments dans les tronçons de rivière, tandis que le modèle POPES fournit à QUAL2E-GIBSI les apports diffus en azote et en phosphore.

QUAL2E-GIBSI assure alors quatre processus de simulation. Les trois premiers processus sont simulés selon les principes de la programmation de QUAL2E et le quatrième processus permet de valider les paramètres du module d'érosion :

1) Le transport, la dispersion et la dilution des concentrations;
2) Les processus chimiques et biologiques;
3) La température;
4) L'érosion et le transport des sédiments.

3.4.1 Le transport, la dispersion et la dilution des concentrations

QUAL2E est un système de représentation spatiale unidimensionnel d'un réseau hydrographique qui peut simuler un régime hydrologique permanent, où chaque tronçon est composé d'un certain nombre d'éléments unitaires Δx.

La longueur de Δx est définie *a priori* par l'utilisateur, dépendamment de l'échelle d'application du projet et du pas de temps Δt. En effet, dépendamment de la vitesse moyenne d'écoulement U, le pas de temps et la longueur unitaire doivent être ajustés en respectant le critère de Fisher, $U\Delta t \leq \Delta x$, afin que les erreurs numériques associées à la résolution des équations demeurent acceptables (Fisher *et al.,* 1979, cité dans Villeneuve *et al.,* 1998).

Normalement, QUAL2E est conçu pour des simulations à petite échelle qui se font sur quelques dizaines de kilomètres et le maximum permis est de 25 tronçons et 250 éléments unitaires. Mais, dans le cas où les bassins versants ont des superficies beaucoup plus élevées, QUAL2E-GIBSI peut avoir à gérer plus de 1 000 tronçons. Pour ce faire, on a augmenté dans QUAL2E-GIBSI de 50 à 1 200 la dimension des vecteurs qui contiennent les variables associées aux tronçons (Villeneuve *et al.,* 1998).

Le principe de programmation de QUAL2E repose donc sur l'adjonction de tronçons trapézoïdaux de longueurs correspondant à des multiples d'une longueur unitaire (Δx) définie par l'utilisateur.

On numérote les tronçons en progressant de la première tête du réseau vers l'exutoire en ajoutant à chaque jonction les tronçons qui correspondent aux affluents. À la jonction, on commence la numérotation à la tête de réseau de l'affluent jusqu'à la jonction avec le cours d'eau principal (Figure 3-4).

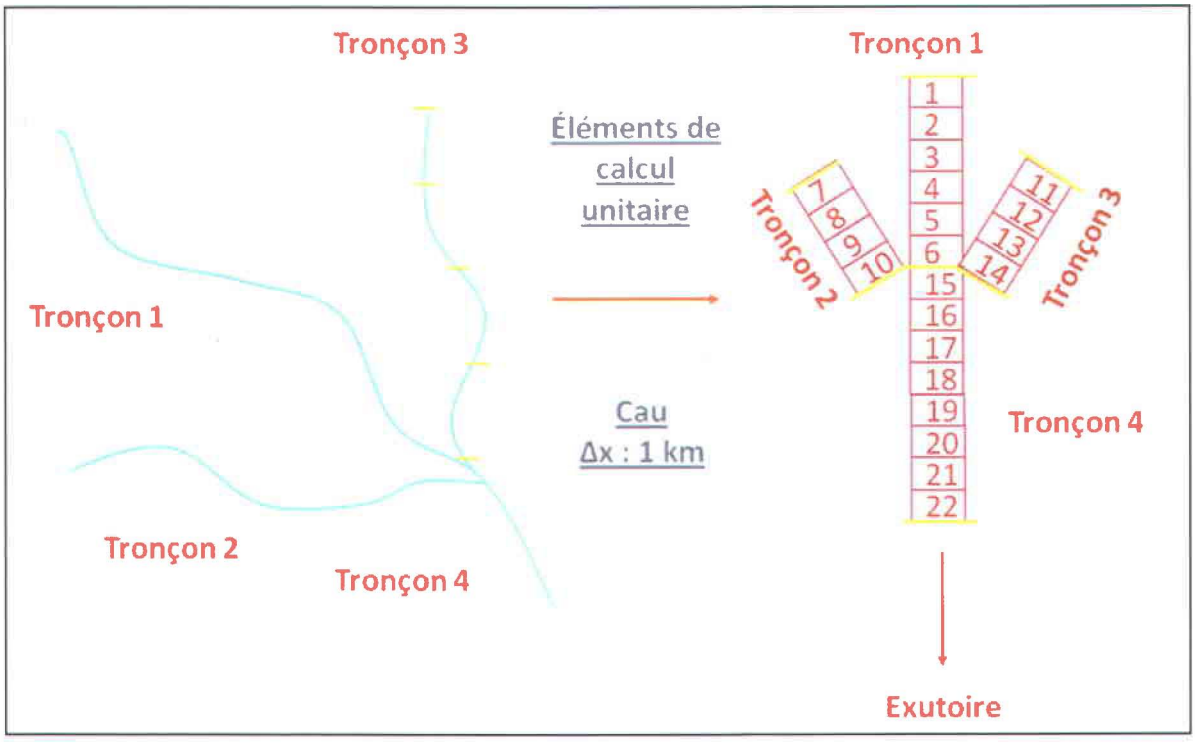


Figure 3-9 **Numérotation des tronçons (tiré de Duchesne, 2009).**

Un descripteur définit la position respective de chaque élément unitaire au sein de chaque tronçon :

(1) une tête de réseau;
(2) un élément standard;
(3) le dernier élément en amont de la jonction sur le parcours principal;
(4) le dernier élément de l'affluent en jonction avec le cours principal;
(5) le dernier élément à l'exutoire;
(6) l'élément où se situe un rejet ponctuel;
(7) l'élément où se situe une prise d'eau.

Pour chaque élément unitaire Δx, on applique l'équation du bilan de masse et on adopte une résolution numérique par différences finies.

On fait l'hypothèse que les variables et les paramètres auront des caractéristiques uniformes tout le long de l'élément unitaire et que le mélange latéral sera instantané (Figure 3-10).

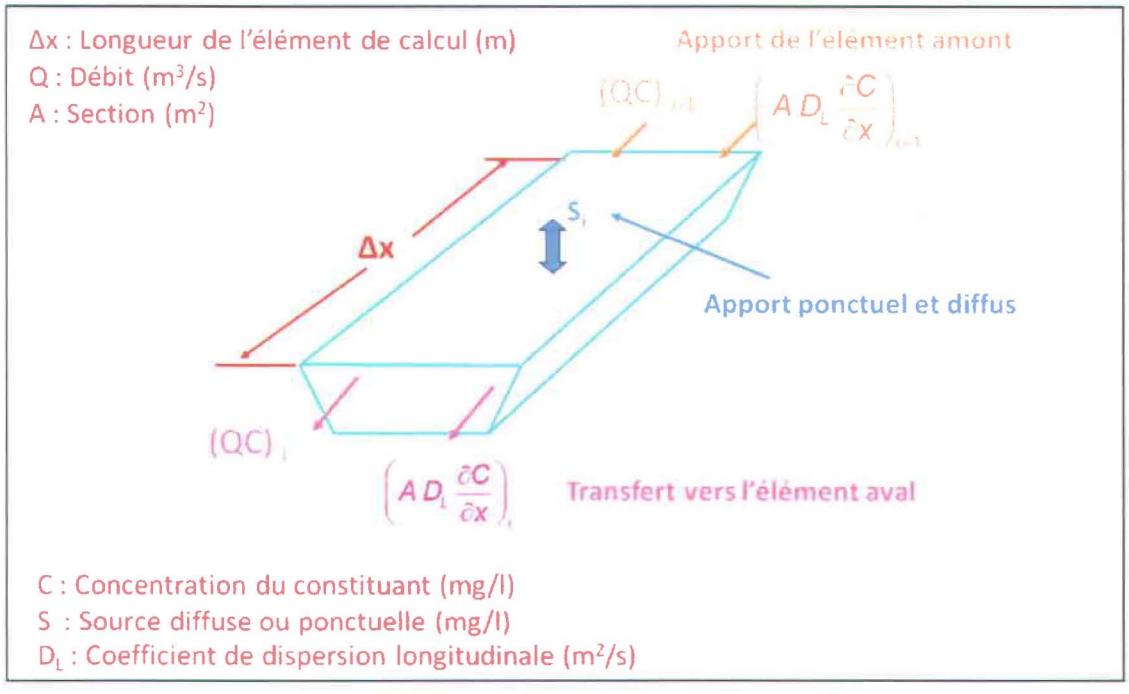


Figure 3-10 Élément de tronçon de longueur unitaire Δx (tiré de Duchesne, 2009).

Le coefficient de dispersion longitudinale D_L est calculé par l'équation suivante :

$$D_L = Kn\bar{u}d^{5/6} \tag{3-8}$$

avec :

K : constante de dispersion (caractéristique hydraulique);

n : coefficient de rugosité de Manning;

$\bar{u}$: vitesse moyenne de l'écoulement (m/s) = Q/A_x;

Q : débit (m^3/s);

A_x : aire de la section transverse à l'écoulement (m^2);

d : hauteur d'eau (m);

Ceci permet de calculer le bilan de masse à partir de l'équation suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A_x}\frac{\partial\left[A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x}\right]}{\partial x} - \frac{1}{A_x}\frac{\partial[A_x \bar{u} C]}{\partial x} - \frac{C}{A_x}\frac{\partial A_x}{\partial t} + \frac{dC}{dt} + S \tag{3-9}$$

avec :

C : concentration (mg/l);

x : position (m);

t : temps (s);

S : masse ajoutée ou extraite par unité de volume par unité de temps (mg/l/s).

Dans cette équation, les termes expriment, dans l'ordre, les processus suivants : dispersion, advection, dilution, changements chimiques et sources-puits.

Dispersion :

On suppose dans QUAL2E-GIBSI que l'évolution des panaches des rejets ponctuels et les longueurs caractéristiques des mélanges verticaux et latéraux sont nettement inférieures aux dimensions de l'élément unitaire. Par conséquent, l'impact des hétérogénéités est minimal et quand les rejets ponctuels et diffus évoluent lentement, le coefficient de dispersion longitudinale D_L n'a que peu d'impact sur les résultats de la simulation. Si les rejets évoluent de façon significative d'une journée à l'autre, les changements de concentrations suffiront pour représenter l'impact du coefficient de dispersion D_L.

Advection (transport) :

HYDROTEL fournit chaque jour (j) pour chaque tronçon (i) le débit $Q_{i,j}$, la section $A_{i,j}$ et la hauteur d'eau $d_{i,j}$. Le calcul de la vitesse moyenne se fait simplement selon le rapport $Q_{i,j}/A_{i,j}$.

Dilution :

Comme on est en régime permanent, il n'y a pas de calcul de dilution durant le jour mais il se fait à chaque transition entre deux journées. Les concentrations sont recalculées en fonction du nouveau volume calculé par HYDROTEL ($V_{i,j} = A_{x,i,j}\, d_{i,j}$).

$$C_{i,j-1}V_{i,j-1} = C_{i,j}V_{i,j} \tag{3-10}$$

avec :

$C_{i,j-1}$: concentration du composé dans le tronçon i au pas de temps j-1 (mg/l);
$V_{i,j-1}$: volume d'eau dans le tronçon i au pas de temps j-1 (l);
$C_{i,j}$: concentration du composé dans le tronçon i au pas de temps j (mg/l);
$V_{i,j}$: volume d'eau dans le tronçon i au pas de temps j (l).

Changements chimiques

Nous verrons en détails, à la prochaine section (3.4.2), les processus chimiques et biologiques des substances simulées dans QUAL2E. Mais ce modèle peut simuler au choix le transport et la dilution de trois autres composés minéraux dits conservatifs, qui ne se décomposeront pas, et d'un composé non conservatif pour lequel on utilise la formule suivante :

$$\frac{dX_{(t)}}{dt} = -K_6 X_{(t)} - \sigma_6 X_{(t)} + \frac{\sigma_7}{d} \qquad (3\text{-}11)$$

avec :

$X_{(t)}$: concentration d'un composé non conservatif (mg/l);
K_6 : taux de transformation du composé (1/jour);
σ_6 : taux de déposition du composé (1/jour);
σ_7 : contribution benthique (mg/m^2-jour);
d : hauteur d'eau (m).

Comme QUAL2E-GIBSI est conçu pour analyser l'évolution dans le temps des pesticides en rivière, trois composés non conservatifs au lieu d'un seul peuvent y être simulés simultanément.

Sources-Puits :

Les rejets diffus et ponctuels des diverses substances simulées sont calculés en fonction de l'estimation des concentrations en jeu et de l'évaluation des volumes d'eau qui s'ajoutent par ruissellement ou lors des déversements municipaux et industriels (sources) ou qui sont retirés (puits) par les prises d'eau (municipalités, industries, réseaux d'irrigation).

3.4.2 Les processus chimiques et biologiques

Dans QUAL2E, les processus chimiques et biologiques sont modélisés par un ensemble d'équations. Nous avons regroupé les équations des variables d'état en quatre cycles : le cycle de l'oxygène dissous, auquel sont ajoutés la DBO_5 et les coliformes, le cycle de la production algale, le cycle de l'azote et le cycle du phosphore. Nous avons ajouté par la suite les diverses formules qui peuvent être utilisées pour le calcul du paramètre de réaération K_2.

Les différents paramètres de ces équations sont décrits au Tableau 3-1. Au chapitre 5, nous analyserons les interrelations entre les composantes de la qualité de l'eau et au chapitre 6, nous examinerons les principes qui ont guidé l'ajustement des paramètres.

Équations pour le calcul des concentrations des variables d'état

1. Cycle de l'oxygène

Oxygène dissous (O)

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O_s - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (3\text{-}12)$$

Demande biologique en Oxygène (L), DBO_u ultime

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \qquad DBO_u = 1{,}46 * DBO_5 \quad (3\text{-}13)$$

Coliformes (E)

$$\frac{dE}{dt} = -K_5E \quad (3\text{-}14)$$

2. Cycle de la production algale

Chlorophylle-A (A)

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d}A \quad (3\text{-}15)$$

3. Cycle de l'azote

Azote organique (N_4)

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1\rho A - \beta_3N_4 - \sigma_4N_4 \quad (3\text{-}16)$$

Azote ammoniacal (N_1)

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3N_4 - \beta_1N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F\alpha_1\mu A \quad (3\text{-}1)$$

Nitrites (N_2)

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1N_1 - \beta_2N_2 \quad (3\text{-}2)$$

Nitrates (N_3)

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2N_2 - (1 - F)\alpha_1\mu A \quad (3\text{-}3)$$

4. Cycle du phosphore

Phosphore organique (P_1)

$$\frac{dP_1}{dx} = \alpha_2\rho A - \beta_4P_1 + \sigma_5P_1 \quad (3\text{-}20)$$

Phosphore dissous (P_2)

$$\frac{dP_2}{dx} = \beta_4P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2\mu A \quad (3\text{-}21)$$

Huit options de calcul pour le paramètre de réaération K_2

QUAL2E offre différentes options pour le paramètre de réaération K_2. La plupart de ces options sont des équations développées par différents auteurs. Ces équations sont calculées en pieds dans le manuel de QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987) :

Option 1 : Valeur de K_2 déterminée directement par l'utilisateur

Option 2 : Churchill *et al.* (1962)

$$K_2 = 11{,}57\frac{\bar{u}^{0{,}969}}{d^{1{,}673}} \tag{3-22}$$

Option 3 : O'Connor & Dobbins (1958)

$$K_2 = 12{,}96\frac{\bar{u}^{0{,}5}}{d^{1{,}5}} \tag{3-23}$$

Option 4 : Owens *et al.* (1964)

$$K_2 = 21{,}7\frac{\bar{u}^{0{,}67}}{d^{1{,}85}} \tag{3-24}$$

Option 5 : Thackston & Krenkel (1969)

$$K_2 = 24{,}9(1+F^{0{,}5})\frac{u^*}{d^{1{,}5}}\ avec\ F = \frac{\bar{u}n}{1{,}49\ d^{1{,}667}} \tag{3-25}$$

Option 6 : Langbien & Durum (1967)

$$K_2 = 7{,}6\frac{\bar{u}}{d^{1{,}33}} \tag{3-26}$$

Option 7 : Coefficients a et b pour relier le coefficient au débit Q

$$K_2 = aQ^b \tag{3-27}$$

Option 8 : Tsivoglou & Wallace (1972)

$$K_2 = 0{,}0058\frac{c\bar{u}n^2}{d^{1{,}33}} \tag{3-4}$$

avec :

K_2 : Taux de réaération à 20°C (1/jour);

$\bar{u}$: Vitesse moyenne de l'eau (pi/s);

d : Hauteur de l'eau (pi);

n : Coefficient de Manning;

c : Coefficient de pente (1/pi).

3.4.3 La température

De nombreux processus physiques, chimiques et biologiques sont sensibles à la température de l'eau et cette dernière dépend de ses interactions avec la température de l'air et du sol. QUAL2E calcule les processus radiatifs, la conduction et l'évaporation à partir des données climatiques et météorologiques. Les dépendances de nombreux paramètres envers la température sont simulées dans QUAL2E à l'aide des équations de type Streeter-Phelps (1925) :

$$X_T = X_{20}\theta^{(T-20°)} \tag{3-5}$$

avec :

X_T : Valeur du paramètre à la température T;

X_{20} : Valeur du paramètre à la température de 20°C;

θ : Facteur de correction de la température dépendant du paramètre.

La température T de l'eau peut être simulée à partir de l'équation suivante :

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{1}{A_x}\frac{\partial\left[A_x D_L \frac{\partial T}{\partial x}\right]}{\partial x} - \frac{1}{A_x}\frac{\partial[A_x \bar{u} T]}{\partial x} + \frac{1}{\rho c}\frac{H_n}{d} \tag{3-30}$$

avec :

t : temps (s);

A_x : aire de la section transverse à l'écoulement (pi^2);

D_L : coefficient de dispersion longitudinale (pi^2/s);

$\bar{u}$: vitesse moyenne de l'écoulement (pi/s);

H_n : source de chaleur par unité de volume (Btu/pi^2-jr);

ρ : masse volumique de l'eau (lb/pi^3);

c : chaleur spécifique de l'eau (1 Btu/lb-°F);

d : profondeur hydraulique (A_x/W) (pi);

W : largeur de la rivière (pi).

3.4.4 L'érosion et le transport des sédiments

QUAL2E-GIBSI permet de valider le module d'érosion en rivière basé sur le modèle ROTO (Arnold *et al.*, 1995) en assurant le transport des sédiments provenant des tronçons amont et des sols drainés dans le sous-bassin ainsi que la remise en suspension des sédiments déposés.

3.5 Modalités d'application et optimisation des paramètres

Depuis 1987, QUAL2E a été largement utilisé pour valider l'élaboration de stratégies environnementales visant à améliorer la qualité des eaux. Il a été appliqué à diverses échelles sous toutes les latitudes (Birgand, 2010) et a suscité de nombreuses recherches pour améliorer les méthodes d'estimation des paramètres.

3.5.1 Échelles d'application

Dizaines de kilomètres

Comme QUAL2E peut simuler le processus de photosynthèse des algues selon un pas de temps horaire, il peut simuler les variations diurnes et nocturnes de l'oxygène dissous et évaluer l'efficacité d'ouvrages hydrauliques qui favorisent la réaération (Brun & Reichert, 2001). On peut aussi suivre le parcours d'un volume d'eau sur quelques kilomètres pour valider l'estimation des paramètres internes (Berber *et al.*, 2009) ou évaluer près des grandes cités des scénarios visant à diminuer les charges de DBO_5 (Paliwal *et al.*, 2007).

Centaines de kilomètres

On peut simuler à l'échelle du bassin versant les contributions d'un ensemble d'affluents qui rejoignent le cours d'eau principal (Park & Lee, 2002). On peut aussi comparer les sous-bassins entre eux en ajustant leurs paramètres en fonction de leur milieu respectif, comme entre une région montagneuse et une autre agricole (Azzellino *et al,*. 2006), et on peut estimer leur capacité de transport des polluants, ce qui facilite l'identification des correctifs à apporter et la gestion des normes environnementales (Chen & Tung, 2007).

3.5.2 L'estimation des paramètres

3.5.2.1 Variabilité des intrants

Lorsque les conditions météorologiques (température, précipitation, ensoleillement) favorisent le processus de photosynthèse, les concentrations d'oxygène dissous et de chlorophylle-A peuvent varier sensiblement d'heure en heure. Cela se répercute sur les concentrations de phosphore et d'azote, puisque ces répercussions peuvent s'ajouter aux pointes élevées provenant des pratiques culturales (fertilisation, drainage). Puis, lors des pluies passagères, les

concentrations de DBO_5 et de coliformes peuvent augmenter subitement pour se résorber quelques heures après. Bien que QUAL2E offre un traitement dynamique pour simuler les variations diurnes, cela nécessite beaucoup de données.

Toutefois, des conditions plus stables pourront être avantageusement simulées avec le régime permanent, en particulier quand le débit est faible mais constant. La plupart des études faites avec QUAL2E se font effectivement durant ces périodes, car ces dernières sont souvent des périodes critiques où les variables de la qualité de l'eau ne rencontrent pas les critères de qualité de l'eau.

3.5.2.2 Analyse d'incertitude

L'importance des variations quotidiennes du régime hydrologique et des variables de la qualité de l'eau a nécessité l'élaboration d'outils statistiques pour évaluer la moyenne et la variance des variables simulées à partir du degré d'incertitude des intrants et des paramètres internes de la simulation.

QUAL2E-UNCAS proposent trois méthodes spécifiques, soit une analyse de sensibilité, pour des variations spécifiques des entrées et des champs de valeurs proposées pour les coefficients, une analyse des erreurs du premier ordre, à partir des séries de Taylor avec des coefficients de sensibilité normalisés, et des simulations Monte Carlo. Ces dernières utilisent des valeurs aléatoires pour les variables suivant une loi de distribution prédéfinie. Elles peuvent offrir, pour un ensemble de points d'échantillonnage dans un bassin, un ensemble de paramètres statistiques pour chaque variable d'état : moyennes calculée et simulée, biais, minimum, maximum, écart-type, etc. (Brown & Barnwell, 1987).

Les deux premières méthodes sont utilisées pour identifier les paramètres qui auront le plus d'influence sur les variables d'état. L'analyse de sensibilité permet d'évaluer le pourcentage d'écart des résultats suivant les caractéristiques de chaque paramètre, que ce soit, par exemple, de 2 % pour la température, 5 % pour les coefficients du modèle et 15 % pour les intrants (Abrishamchi *et al.,* 2005). Cependant, l'analyse d'erreur du premier ordre s'en tient à des écarts normalisés qui peuvent aller de 5 % à 25 %, si on cherche à évaluer le caractère non linéaire de certains paramètres (Paliwal *et al.,* 2007). L'ordre d'importance peut ainsi varier pour quelques paramètres, dépendamment de l'information que l'on recherche, pour évaluer le degré d'incertitude ou guider le processus de calage.

Plusieurs autres méthodes statistiques évaluent le degré d'influence des paramètres internes et externes sur les résultats de la simulation, comme le calcul d'un indice d'importance et d'un indice de colinéarité (Brun & Reichert, 2001; Berber *et al.,* 2009). En calculant l'effet relatif des paramètres sur une concentration donnée et en connaissant les variances, on peut définir un intervalle de confiance pour ces variables simulées (Lopez *et al.,* 2009).Ces méthodes peuvent être utilisées pour évaluer le degré d'incertitude des variables simulées, qu'il provienne des erreurs de mesures des intrants ou des variations des paramètres internes selon les champs de valeurs proposés pour les paramètres dans le manuel d'utilisation de QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

3.5.2.3 Fonction « objectif »

L'estimation des paramètres se base généralement sur la minimisation d'une fonction « objectif », qui représente l'écart relatif entre des valeurs simulées et mesurées, que ce soit en utilisant la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne ou en se référant à la moyenne des écarts relatifs en valeur absolue. Une différence importante entre ces deux moyennes indiquera une variabilité importante des données. Toutefois, la simple valeur positive ou négative d'une fonction « objectif » moyenne des écarts relatifs va ajouter des indices sur le sens à donner pour optimiser les paramètres (Brun & Reichert, 2001). Ainsi, une valeur moins élevée de cette moyenne par rapport à la moyenne en valeur absolue souligne le fait que les points d'observation se situent de part et d'autre des courbes de simulation et qu'il faut faire varier différemment les paramètres d'amont en aval.

Plusieurs auteurs proposent diverses variantes de la fonction « objectif », que ce soit en utilisant des facteurs d'échelles ajustables (Brun & Reichert, 2001), des fonctions d'équité (Chen & Tung, 2007), des effets relatifs (Lopez *et al.,* 2009), des coefficients d'influence (Cho & Ha, 2010) ou des fonctions pondérées entre 0 et 1 pour tenir compte de la différence entre les valeurs maximales et minimales des paramètres internes proposés dans QUAL2E (Goktas & Aksoy, 2007).

3.5.2.4 Optimisation des paramètres internes

Kim & Je (2006) ont développé une application, QUAL2E_OPT, où les données d'une simulation Monte Carlo sont introduites dans un algorithme d'optimisation, GRG (*Generalised Reduced Gradient*), qui minimise la somme des erreurs quadratiques entre les valeurs simulées et

observées. Parallèlement à cela, on a assisté au développement de méthodes plus sophistiquées qui simulent les procédés de sélection génétique en éliminant progressivement les combinaisons moins performantes à partir de fonctions « objectif » pondérées qui dépendent des écarts des variables simulées avec les données des observations (Goktas & Aksoy, 2007).

Zou *et al.* (2009) ont incorporé le principe de réseaux de neurones à l'algorithme génétique en supposant qu'il peut y avoir plusieurs solutions valables. En regroupant les diverses solutions en plusieurs classes et en évaluant le meilleur représentant de chaque classe, cela minimise les vecteurs de paramètres à valider jusqu'à ce que l'on obtienne des résultats jugés acceptables.

Pelletier *et al.* (2006) ont intégré un algorithme génétique à la nouvelle version de QUAL2Kw. Cho & Ha (2010) ont utilisé cette méthodologie en utilisant un coefficient d'influence développé antérieurement par Becker & Yeh (1972; cité dans Cho & Ha, 2010). Ils ont calculé la différence entre les valeurs observées et mesurées pour les valeurs minimales et maximales de chaque paramètre et optimisé progressivement la somme des carrés de ces résidus en se servant de l'algorithme génétique.

3.6 Synthèse

Comme nous pouvons le constater, le processus de modélisation de la qualité de l'eau s'est largement développé depuis des décennies. L'essor de l'informatique a favorisé la mise au point de méthodes de plus en plus sophistiquées pour intégrer les données recueillies sur le terrain, résoudre les équations des modèles et optimiser les paramètres.

L'analyse de sensibilité permet de circonscrire le degré d'influence des paramètres. Néanmoins, la variabilité des conditions météorologiques, les limites de l'échantillonnage et la complexité des interrelations entre les diverses variables contribuent à générer divers degrés d'incertitude tout au long du processus.

Bien qu'il existe plusieurs algorithmes mathématiques qui permettent d'optimiser les paramètres, ils requièrent énormément de données pour leur mise en œuvre, ce qui est à toutes fins pratiques plus que problématique dans le cas de l'étude d'un bassin versant entier. Nous devons donc développer une approche empirique qui tienne compte des particularités de notre région d'étude.

4. APPLICATION DE QUAL2E À LA RIVIÈRE CAU

Comme nous l'avons vu au chapitre 3, QUAL2E-GIBSI repose sur un ensemble de paramètres qui simulent le transport, la dispersion et la dilution des intrants ainsi que les transformations biochimiques, qui varient selon la température.

Ce modèle est basé sur la programmation de QUAL2E et requiert comme données de base des variables qui décrivent les caractéristiques physiques de la rivière, le régime hydrologique, les conditions d'ensoleillement ainsi qu'une évaluation des apports ponctuels et diffus, qui auront un impact sur les diverses variables d'état reflétant la qualité de l'eau.

L'ensemble des simulations du modèle QUAL2E-GIBSI dépend donc de l'estimation des intrants et de l'ajustement des paramètres internes. Nous discuterons au chapitre 6 des résultats de notre étude. Mais auparavant, nous décrirons dans ce chapitre les principes et les méthodes sur lesquels cette étude s'est appuyée.

Dans cette section, nous aborderons successivement la collecte des données, le découpage en tronçons et la détermination des conditions initiales et limites pour chaque variable d'état. Nous poursuivrons avec la description des trois phases du processus de calage : le calage initial, l'analyse de sensibilité et le calage régional. Nous décrirons finalement la méthode d'optimisation des paramètres au moyen de la fonction « objectif ».

4.1 Collecte de données

En 2008, des données partielles sur la qualité de l'eau étaient disponibles. Elles provenaient de huit campagnes de mesures réalisées entre 2005 et 2007 sur la rivière Cau et sur certains de ses affluents (VAST, 2005, 2006 et 2007). Mais comme ces campagnes ne donnaient aucune information sur les débits ni sur les concentrations en chlorophylle-A, les données n'étaient pas suffisantes pour estimer plusieurs paramètres.

Par conséquent, un programme de collecte de données pour le calage de QUAL2E-GIBSI a été élaboré et s'est étalé sur deux ans, de 2008 à 2010. Trois régions ont été ciblées. Il s'agit du sous-bassin de la rivière Cong et de deux régions sur la rivière Cau, l'une en amont et l'autre en aval du barrage Thac Huong, près de Gia Bay (Figure 4-1).

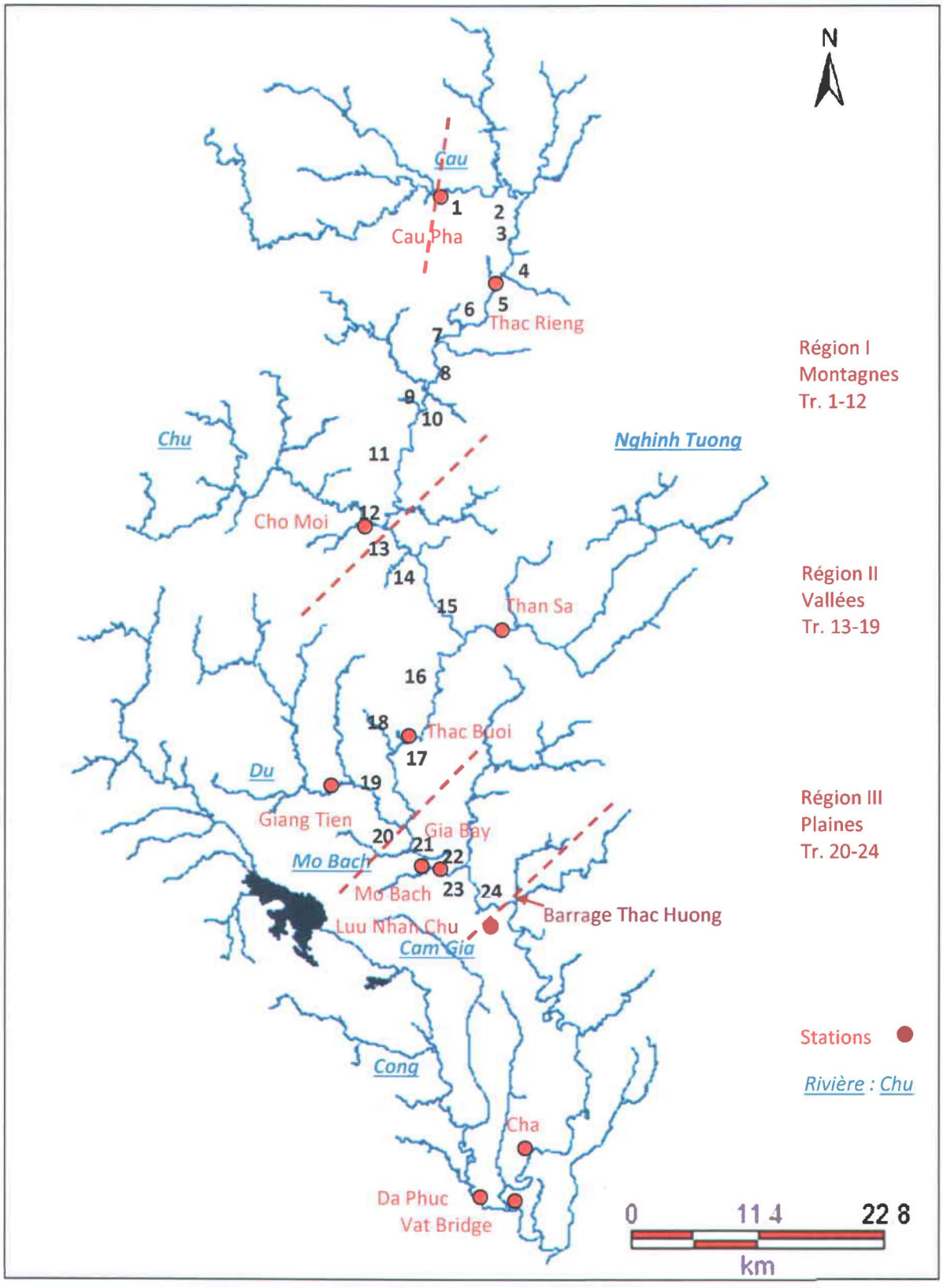


Figure 4-1 Les 11 stations de mesure. Découpage en 24 tronçons.

Quatre campagnes de mesures ont été entreprises en septembre 2008, en janvier 2009, en avril 2009 et en avril 2010. Pour chaque campagne, trois prélèvements par jour (8h, 12h et 16h) ont été effectués pendant quatre jours. Ces prélèvements ont été faits à Than Sa sur la rivière Nghinh Tuong et en plusieurs endroits sur la rivière Cau, avec un délai d'une journée pour les stations situées en aval, à partir de Gia Bay (voir le calendrier en annexe, section 9.5, Tableau 9-2). Parallèlement à cela, des prélèvements ont été effectués une fois par jour pendant cinq jours consécutifs en cinq endroits différents, trois sur des affluents de la rivière Cau (les rivières Chu, Du et Cong) et deux à des lieux de rejets ponctuels, un rejet municipal à Mo Bach et un rejet industriel à Luu Nan Chu.

Toutefois, pour ce mémoire, nous ne simulerons la qualité de l'eau que sur la partie de la rivière Cau en amont de la station hydrologique située près de Gia Bay. En effet, au-delà de Gia Bay, le régime hydrologique des tronçons de la rivière Cau n'est pas encore modélisé du fait de l'influence des canaux d'irrigation et du reflux quotidien des eaux causé par la marée.

Le graphique des débits pour chaque campagne nous indique à quel point l'influence de la marée peut être déterminante, en particulier à Vat Bridge près de l'exutoire de la rivière Cau, où le faible débit de la rivière en hiver compense à peine les effets de la marée, d'où une alternance de débits positifs et négatifs (Figure 4-2).

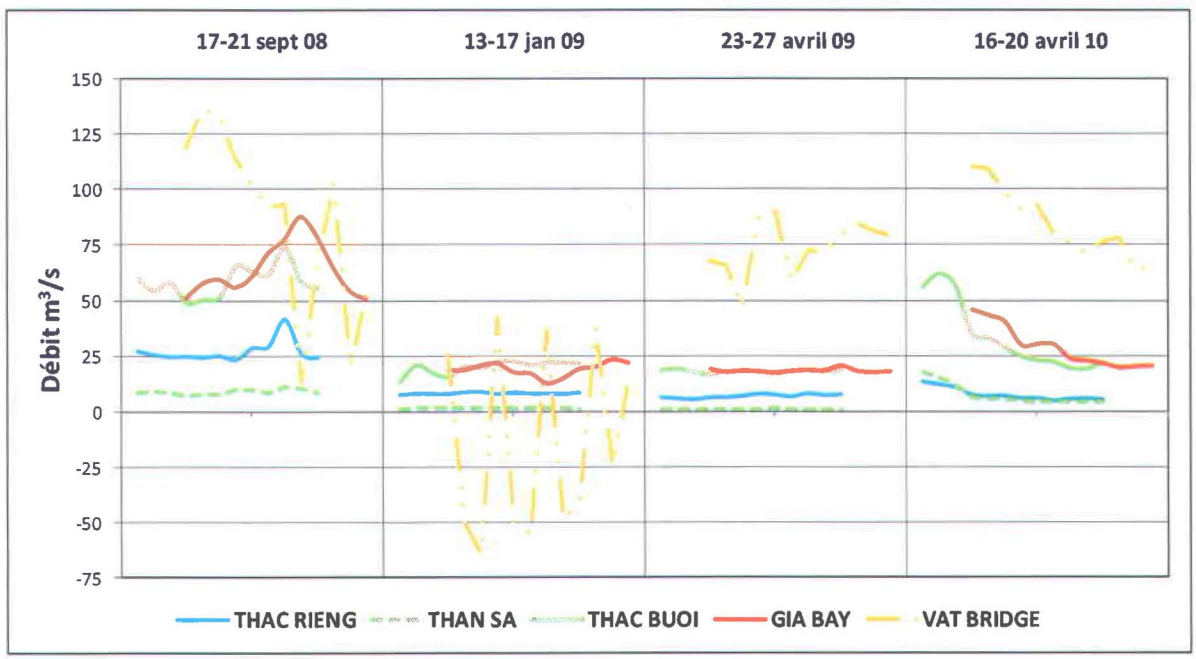


Figure 4-1 **Débit pour les quatre campagnes de données.**

De plus, comme QUAL2E-GIBSI calcule à la fin de chaque journée de simulation une concentration moyenne pour chaque variable d'état, nous devons pouvoir comparer ces résultats de simulation aux valeurs moyennes des trois prélèvements effectués chaque jour. À cause du délai d'une journée pour les mesures de Gia Bay, il n'y a que trois journées par campagne pour lesquelles nous avons des données complètes pour les trois stations de Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay. Ainsi, tout au long des différentes étapes du calage, nous nous référerons à ces concentrations moyennes journalières calculées à partir des valeurs mesurées lors des trois prélèvements quotidiens.

Le fait de recourir à ces moyennes journalières permet aussi de pallier à la très grande variabilité des concentrations mesurées dans une seule journée (8h, 12h et 16h), ou d'une journée à l'autre (voir chapitre 5-2). En effet, plusieurs facteurs concourent à faire varier sensiblement les concentrations des variables d'état, que ce soit l'ensoleillement, l'ampleur des précipitations, la succession des pratiques culturales ou l'impact plus ou moins imprévisible des diverses activités humaines. Certains de ces aspects peuvent être simulés si les informations sont disponibles, mais ce n'est pas toujours le cas. Le recours aux moyennes journalières illustre ainsi les tendances à long terme.

4.2 Découpage en tronçons

Bien que la station de mesure la plus en amont des campagnes de 2008 à 2010 soit située à Thac Rieng, nous disposons de plusieurs séries de mesures allant de 2005 à 2007 où la première station se situait à Cau Pha, quelque peu en amont de Thac Rieng. Comme il serait intéressant de pouvoir analyser ultérieurement les données de cette période, nous avons débuté le découpage des tronçons à Cau Pha (tronçon 1) et nous nous sommes arrêtés au barrage de Thac Huong (tronçon 24), situé après la station hydrométrique de Gia Bay (tronçon 22). Nous obtenons ainsi un total de 24 tronçons sur la rivière Cau (Figure 4-1).

4.2.1 Réseau hydrographique

Comme il s'agit de simuler la qualité de l'eau sur la partie de la rivière où nous disposons de mesures, le réseau a été simplifié en considérant que les affluents pouvaient être représentés comme des charges ponctuelles. Les spécifications demandées pour les charges ponctuelles sont similaires à celles qui sont nécessaires pour un affluent. Cela n'affecte pas la programmation, mais allège les calculs et facilite la gestion des résultats de simulation.

4.2.2 Débits

Les débits du bassin versant de la rivière Cau ont été simulés par HYDROTEL pour la période de 1997 à 2007 (Nguyen, 2012). Nous avons donc accès à une banque de données importantes pour sélectionner des simulations correspondant aux valeurs moyennes des débits aux trois stations de mesures de la rivière Cau, à Thac Rieng, à Thac Buoi et à Gia Bay (tronçons 5, 17 et 22) (Figure 4-1).

Pendant les campagnes de mesures, le débit à Gia Bay s'est avéré pratiquement égal à celui de Thac Buoi, particulièrement durant la saison sèche en janvier 2008, en avril 2009 et en avril 2010 (Figure 4-2). Nous pouvons supposer que le niveau d'eau à Gia Bay serait normalement plus élevé s'il n'y avait pas d'importants prélèvements d'eau pour satisfaire aux besoins des milieux agricoles, industriels et municipaux.

C'est pourquoi nous nous sommes référés essentiellement aux valeurs moyennes journalières des débits, des vitesses et des hauteurs d'eau à Thac Rieng et à Thac Buoi pour choisir des journées où les débits sont équivalents dans les périodes de temps simulées par HYDROTEL (Figure 4-3). Les vitesses et les hauteurs d'eau ont aussi été ajustées en conséquence puisque ce sont des données cruciales pour le calcul des taux de réaération et de sédimentation dans QUAL2E-GIBSI.

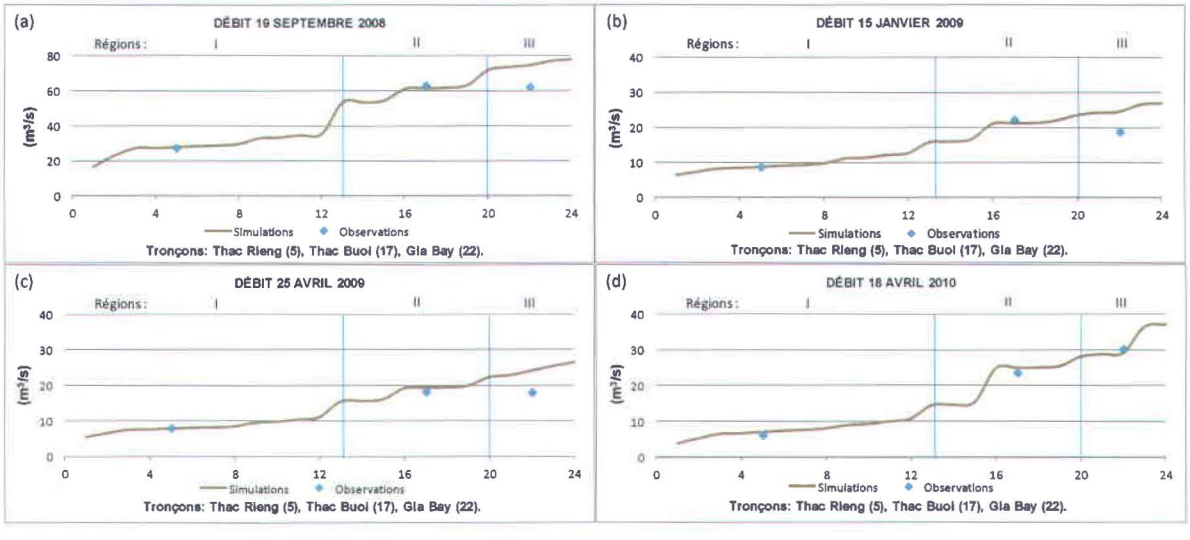


Figure 4-2 Exemple de simulation des débits moyens journaliers avec HYDROTEL.

4.3 Régionalisation des valeurs des intrants

Nous avons à déterminer, pour chaque tronçon, les conditions initiales, les apports diffus et les rejets ponctuels. Cependant, nous ne disposons que de six points d'échantillonnage en rivière, trois sur la rivière Cau et trois sur les affluents principaux. Aussi, comme conditions initiales, nous avons utilisé les valeurs moyennes journalières aux trois stations de la rivière Cau et nous les avons appliquées aux tronçons voisins, selon leurs caractéristiques régionales.

Nous avons délimité une première région représentée par Thac Rieng. C'est une région montagneuse qui comprend douze tronçons, de Cau Pha jusqu'à l'embouchure de la rivière Chu. Les affluents ont un faible débit et passent à travers des vallées étroites fortement encaissées entre des falaises abruptes (Figure 4-4). Comme les concentrations mesurées à Cho Moi sur la rivière Chu sont du même ordre de grandeur que celles mesurées sur la rivière Cau à Thac Rieng, nous pouvons les considérer comme représentatives de la région montagneuse.

À partir du treizième tronçon, la rivière Cau double de volume et parcourt des vallées d'altitude moyenne qui sont très propices aux activités agricoles, forestières et artisanales (Figure 4-5).

La rivière Nginh Tuong rejoint la rivière Cau après le quinzième tronçon. Elle traverse des régions de forte activité minière (or), où les procédés d'extraction affectent gravement la faune et la flore locale (voir annexe, section 9.3). À Than Sa, on observe de sérieux problèmes de contamination par les métaux lourds (voir annexe, section 9.4).

Au dix-septième tronçon sur la rivière Cau, la station de Thac Buoi reflète bien un milieu propice à l'agriculture, riche en azote et en phosphore organique (Figure 4-5). Au dix-neuvième tronçon, la rivière Du rejoint la rivière Cau. Drainant une région forestière et minière (charbon), les concentrations mesurées à Giang Tien s'approchent de celles mesurées sur la rivière Chu.

Au vingt-et-unième tronçon, la rivière Cau arrive près de la ville de Thai Nguyen, une ville de plus de 300 000 habitants en plein essor industriel. Centrée sur le développement des pâtes à papiers et sur la métallurgie, cette ville fait face à de nombreux problèmes de rejets industriels et municipaux. Des prélèvements ont été recueillis près d'un déversoir municipal sur l'affluent Mo Bach.

Au vingt-deuxième tronçon, à Gia Bay, les mesures indiquent bien une baisse des concentrations d'oxygène dissous, même si les relevés n'indiquent pas toujours des concentrations élevées de coliformes et de DBO_5 (Figure 4-6).

Figure 4-3 **Région I – Montagnes – Tronçons 1 à 12 – Thac Rieng (Pham, 2009)**

Figure 4-4 **Région II – Vallées – Tronçons 13 à 19 – Thac Buoi (Pham, 2009)**

Figure 4-5 **Région III – Plaines – Tronçons 20 à 24 – Gia Bay (Pham, 2009).**

Il n'en demeure pas moins que les rejets industriels exercent une forte pression sur l'environnement à cet endroit, ce qui peut affaiblir les capacités d'épuration de la rivière près des agglomérations.

Au vingt-quatrième tronçon, situé en aval de la station de Gia Bay, le barrage Thac Huong contrôle le débit de la rivière et redistribue l'eau dans un vaste réseau de canaux qui irriguent toute la plaine environnante. Le vingt-quatrième tronçon est considéré comme l'exutoire de la zone d'étude, puisque la partie en aval après le barrage n'a pas été prise en compte lors des simulations (Figure 4-1).

Le découpage des tronçons en trois régions nous amène ainsi à développer un processus de régionalisation des valeurs des intrants pour l'insertion des données aux tronçons intermédiaires, que ce soit pour la détermination des conditions initiales ou l'estimation des conditions limites des concentrations des variables d'état des affluents, des rejets ponctuels et des rejets diffus.

Nous avons ainsi élaboré cinq hypothèses de travail dans le cadre de la régionalisation de l'ensemble de la simulation, hypothèses qui seront présentées dans les sections suivantes. Ces hypothèses pourront être vérifiées ultérieurement dans GIBSI selon les caractéristiques recensées de l'occupation du sol du sous-bassin associé à chaque tronçon.

4.4 Conditions initiales

Dans QUAL2E, les conditions initiales correspondent aux valeurs des variables d'état au temps zéro (début de la simulation), quel que soit le régime hydrologique, qu'il soit permanent ou dynamique. Ces variables de la qualité de l'eau comprennent notamment les concentrations de l'oxygène dissous, de la DBO_5, des composés d'azote et des composés de phosphore.

Les concentrations de toutes ces variables sont données en mg/L tandis que les concentrations de chlorophylle-A sont données en µg/L. D'autres variables peuvent aussi être simulées comme les concentrations de coliformes (UFC/100 ml).

Dans QUAL2E-GIBSI, les conditions initiales sont déterminées chaque jour à partir des valeurs moyennes calculées la veille. En l'absence de ces données pour notre étude, puisque QUAL2E-GIBSI est utilisé ici indépendamment de la programmation de GIBSI, nous ne pouvons ajuster les paramètres de QUAL2E-GIBSI qu'en estimant les conditions initiales à partir des concentrations moyennes journalières de chaque station.

C'est ainsi que les concentrations moyennes journalières des trois stations de la rivière Cau et les mesures prises aux trois stations sur les affluents importants, à Cho Moi, à Than Sa et à Giang Tien, ont servi de référence pour définir les conditions initiales des tronçons le long de la rivière Cau.

Hypothèse 1 : La transposition spatiale des concentrations initiales aux tronçons connexes

Pour les tronçons intermédiaires pour lesquels aucune référence n'existe, nous estimons que les concentrations devraient être du même ordre, compte tenu des similarités régionales. Par conséquent, les concentrations moyennes des variables d'état d'une station ont été appliquées comme conditions initiales aux tronçons connexes, en procédant d'amont en aval selon les trois régions définies précédemment à la section 4.3.

Hypothèse 2 : La pondération des concentrations initiales à la confluence des affluents importants

Aux tronçons situés à la confluence des affluents importants de la Chu (Cho Moi), de la Nghinh Tuong (Than Sa) et de la Du (Giang Tien), les concentrations ont été calculées comme une moyenne pondérée en tenant compte des débits moyens des deux branches.

4.5 Conditions limites

Les conditions aux limites sont les concentrations des variables d'état pour les affluents, les rejets ponctuels et les rejets diffus. Dans la programmation de GIBSI, les valeurs quotidiennes du régime hydrologique fournies par HYDROTEL servent de référence pour évaluer les concentrations de rejets diffus à partir de l'ampleur du ruissellement et de la nature des sols (EROSION et POPES). De plus, le volume et la concentration des rejets ponctuels urbains et industriels sont estimés par des modules de GIBSI à partir de valeurs entrées par l'utilisateur.

Comme nous ne disposons pas encore de toutes les données nécessaires pour estimer ces rejets diffus et ponctuels, nous devons nous baser sur les prélèvements effectués lors des campagnes de mesures.

Hypothèse 3 : La transposition spatiale pour les apports des affluents non jaugés

Comme décrit précédemment, les apports des affluents ont été considérés comme des rejets ponctuels. À partir d'HYDROTEL, toutes les variables du régime hydrologique peuvent être simulées pour les 23 affluents. Cependant, les variables d'état de la qualité de l'eau ne sont mesurées que pour les rivières Chu, Nghinh Tuong et Du.

Cependant, nous pouvons raisonnablement supposer que des affluents voisins dans des régions relativement homogènes connaissent des conditions météorologiques et environnementales similaires. Par conséquent, les affluents non répertoriés ont été appariés à l'un ou à l'autre des affluents recensés en considérant que les concentrations moyennes des variables d'état pourraient être similaires pour des régions équivalentes.

Hypothèse 4 : Le calcul des débits des rejets diffus à partir d'HYDROTEL

Quant aux débits des rejets diffus, ils ont été calculés à partir des données d'HYDROTEL. Ils correspondent à la différence de débit entre deux tronçons contigus auquel on a soustrait le débit de l'affluent entre ces deux tronçons. Comme ces débits résiduels sont faibles, leur impact reste minimal.

Hypothèse 5 : La transposition spatiale des concentrations initiales aux rejets diffus

Pour les rejets diffus, nous considérons que les concentrations des différentes variables d'état pourraient être équivalentes aux moyennes journalières des tronçons de la rivière Cau.

4.6 Calage et validation

Après avoir défini les caractéristiques régionales de chaque tronçon et explicité les modalités de détermination des conditions initiales, des rejets ponctuels et des rejets diffus, nous décrirons ici les principes qui ont guidé les trois étapes du calage : le calage initial, l'analyse de sensibilité et le calage régional auquel s'ajoutera la validation.

4.6.1 Calage initial

Le calage initial est basé sur la simulation de trois moyennes journalières pour chaque campagne, de septembre 2008, de janvier 2009 et d'avril 2009. Nous avons ainsi effectué neuf simulations en utilisant, comme valeurs de comparaison, les moyennes journalières des concentrations mesurées pour les variables d'état aux trois stations sur la rivière Cau. Cette procédure nous a permis de calculer l'écart relatif entre les valeurs simulées et les valeurs moyennes des mesures journalières.

Le calage initial a été effectué en utilisant un jeu de valeurs initiales pour les paramètres. Pour la plupart des paramètres, la valeur utilisée est celle suggérée par défaut dans le manuel de QUAL2E (Tableau 3-1 et Tableau 6-1), sauf pour la valeur de préférence des algues (F) pour l'azote ammoniacal ou pour les nitrates, qui est calculée par rapport à l'utilisation du réservoir

ammoniacal. Normalement, elle est évaluée à 0,9, mais il n'y a pas beaucoup d'écart entre les simulations pour des valeurs de 0,1 et 0,9. Comme nous n'avons pas d'information sur les espèces d'algues, nous avons préféré utiliser 0,5, ce qui permet de répartir uniformément l'utilisation des deux formes d'azote par les algues.

Pour un certain nombre de paramètres, QUAL2E ne propose pas de valeur par défaut mais plutôt des intervalles de valeurs (Tableau 3-1). Comme une partie de ces paramètres régissent les processus de transformation d'un composé à l'autre, le fait d'optimiser un paramètre pour une variable a nécessairement un impact sur les variables qui y sont liées (*par exemple* les composés d'azote).

À cette problématique horizontale du milieu aquatique s'ajoute une dimension verticale où les paramètres de sédimentation gèrent les échanges avec le milieu benthique, que ce soit en matière de pertes ou de contributions.

On peut ainsi concevoir la complexité du processus d'optimisation des paramètres quand il faut ajuster plusieurs paramètres à la fois et que plus de la moitié d'entre eux auront un impact sur plusieurs variables. Nous avons fixé un jeu de paramètres en un premier temps afin d'établir un scénario de référence sur lequel nous pourrons ajuster progressivement les valeurs des taux de transformation et compléter avec les taux de sédimentation.

4.6.2 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a été entreprise pour identifier les paramètres les plus influents. Elle permet d'évaluer l'impact de la variation des paramètres de QUAL2E sur les variables simulées. Elle a été effectuée pour les trois stations en septembre 2008, en janvier 2009 et en avril 2009.

Nous avons conservé comme valeurs de base la plupart des valeurs par défaut qui ont servi au calage initial et ajusté les valeurs de certains paramètres aux fins de l'analyse. Pour l'oxygène dissous, nous avons utilisé l'option 1, qui permet d'ajuster manuellement le taux de réaération (voir section 3.4.2).

Puis, nous avons ajouté les paramètres de sédimentation, qui ont été appliqués uniformément sur les 24 tronçons. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur les champs de valeurs proposés dans le manuel de QUAL2E (Tableau 3-1).

Nous avons ainsi effectué une première simulation avec les valeurs choisies pour les paramètres pour représenter les valeurs dites « moyennes ». Par la suite, nous avons fait varier

de plus ou moins 50 % la valeur moyenne de chaque paramètre. Pour chaque variable d'état, nous calculons le taux de variation des concentrations simulées ∂_C selon l'expression suivante :

$$\partial_C = \frac{C_+ - C_-}{C_m} = \frac{\Delta C_{+-}}{C_m} \quad (4\text{-}1)$$

avec :

∂_C : écart relatif (%) des variations de concentrations de la variable d'état C;

C_m : valeur des concentrations de la variable d'état C, pour la valeur moyenne θ_m, du paramètre θ;

C_+ : valeur des concentrations de la variable d'état C, pour la valeur θ_m + 50%, du paramètre θ;

C_- : valeur des concentrations de la variable d'état C, pour la valeur θ_m - 50%, du paramètre θ;

ΔC_{+-} : différence entre les concentrations maximales (C_+) et minimales (C_-) de la variable d'état C.

Pour une variation de ±50 % d'un paramètre autour d'une valeur moyenne θ_m, le taux de variation des paramètres est égal à 1, ce qui facilite les calculs de sensibilité et est suffisamment élevé pour obtenir des résultats significatifs, ∂_θ = 100 % = 1. Nous obtenons ainsi un indice de sensibilité pour chaque variable d'état C qui s'exprime comme suit :

$$\partial_{C\theta} = \frac{\partial_c}{\partial_\theta} = \frac{\partial_C}{1} = \frac{\Delta C_{+-}}{C_m} \quad (4\text{-}2)$$

avec :

$\partial_{C\theta}$: écart relatif (%) des concentrations de la variable C pour une variation de 100 % de la valeur du paramètre ϑ autour de la valeur moyenne θ_m.

Ainsi, à partir de l'analyse de sensibilité, nous pouvons déterminer le pourcentage de variation des variables d'état pour chaque paramètre θ. Cela permet d'établir le rang d'importance de chaque paramètre par rapport aux dix variables de la qualité de l'eau considérées. Les résultats de l'analyse de sensibilité nous ont guidés dans la dernière étape du processus d'ajustement, le calage régional.

4.6.3 Calage régional et validation

Tout comme pour le calage initial, nous avons utilisé comme valeurs de référence pour le calage régional les neuf moyennes journalières des variables d'état mesurées lors des trois premières campagnes, en septembre 2008, en janvier 2009 et en avril 2009. Les trois moyennes journalières de la dernière campagne, en avril 2010, ont servi à la validation.

Statistiquement parlant, nous minimisons ainsi l'impact des aléas circonstanciels qui peuvent faire varier les concentrations momentanément. Cela facilite aussi l'ajustement des paramètres puisque nous avons neuf valeurs de référence pour le calage et trois valeurs pour la validation.

Comme la programmation de QUAL2E permet une spécification des paramètres pour chaque tronçon, nous avons procédé à une régionalisation des paramètres selon des critères relativement simples correspondant à la topographie. Les trois stations de mesure peuvent effectivement refléter cette diversité et nous pouvons raisonnablement délimiter trois régions où on peut appliquer un ensemble de paramètres régionalisés.

Si on se réfère aux statistiques qui définissent l'occupation du sol, les sous-bassins associés aux tronçons peuvent être catégorisés selon des critères spécifiques pour chaque région (Tableau 4-1).

Tableau 4-1 Critères de régionalisation selon l'occupation du sol

Régions	*Stations*	*Occupation du sol*	*Critères de régionalisation*
Montagnes	Thac Rieng	Région forestière	≤40% sol agricole, ≤10% sol urbain
Vallées	Thac Buoi	Région agricole	≥40% sol agricole, ≤10% sol urbain
Plaines	Gia Bay	Région urbaine	≥10% sol urbain

Ainsi, en procédant en trois temps, avec le calage initial, l'analyse de sensibilité et le calage régional, nous nous rapprochons progressivement de l'objectif. Nous verrons combien la détermination des caractéristiques régionales peut aussi devenir un outil précieux pour saisir la complexité des interactions biochimiques le long de la rivière Cau.

4.6.4 Fonction « objectif »

Les estimateurs retenus pour quantifier la performance du modèle lors du calage et de la validation sont :

- une fonction « objectif » qui permet de quantifier l'écart relatif (%) entre les valeurs simulées et observées pour chacune des variables suivantes : l'oxygène dissous, la demande biologique en oxygène (DBO_5), les coliformes, la chlorophylle-A, l'azote organique (N-Norg), l'ammonium ($N\text{-}NH_4$), les nitrites ($N\text{-}NO_2$), les nitrates ($N\text{-}NO_3$), le phosphore organique et le phosphore dissous;
- une fonction « objectif » moyenne qui représente la moyenne arithmétique des fonctions « objectif » aux trois stations.
- une fonction « objectif » moyenne en valeur absolue qui permet d'évaluer la pertinence de la simulation en tenant compte de l'importance des écarts de part et d'autre de la courbe de simulation.

Les concentrations simulées (C_{si}) ont été comparées aux moyennes journalières observées (C_{mi}) des trois stations sur la rivière Cau, à Thac Rieng, à Thac Buoi et à Gia Bay à partir de l'expression suivante :

$$Objectif_i = 100 * \frac{(C_{si} - C_{mi})}{C_{mi}} \qquad (4\text{-}3)$$

avec :

i : 1, 2 ou 3 pour les stations de Thac Rieng, de Thac Buoi et de Gia Bay;

C_{si} : concentration simulée à la station i pour une variable donnée C;

C_{mi} : concentration moyenne journalière observée à la station i pour une variable donnée C.

Par la fonction « objectif » moyenne, nous mesurons la moyenne des écarts relatifs, en %, entre les concentrations simulées et mesurées aux trois stations. Nous pouvons l'utiliser comme indicateur pour apporter des correctifs en réduisant ou en augmentant les valeurs des paramètres selon que la fonction « objectif » est de signe positif ou négatif.

Mais, pour évaluer la portée générale de l'ensemble des trois points, nous devons l'exprimer en valeur absolue. Cela évite que la moyenne des trois points soit non représentative si les écarts s'annulent mutuellement quand la courbe de simulation évolue de part et d'autre des valeurs

mesurées. En faisant la moyenne des écarts relatifs en valeur absolue, nous obtenons la fonction « objectif » qui sera exprimée de la manière suivante pour chaque variable:

$$Objectif_C = \frac{\sum_{i=1}^{n} \left| 100 * \frac{(C_{si} - C_{mi})}{C_{mi}} \right|}{n} \quad (4\text{-}4)$$

avec :

n : 3, le nombre de stations de mesures pour une variable donnée C.

À partir de la moyenne des objectifs de chaque variable, nous obtenons pour les dix variables d'état une fonction « objectif » moyenne qui s'exprime de la manière suivante :

$$Objectif_M = \frac{\sum_{C=1}^{T} \frac{\sum_{i=1}^{n} \left| 100 * \frac{(C_{si} - C_{mi})}{C_{mi}} \right|}{n}}{T} \quad (4\text{-}5)$$

Avec :

n : 3, le nombre de stations de mesures pour une variable donnée C;

T : 10, le nombre de variables d'état considérées pour l'évaluation des objectifs.

Les écarts relatifs entre les valeurs simulées et les valeurs moyennes journalières observées de chaque variable d'état peuvent donc nous guider pour nous rapprocher des moyennes journalières observées, tandis que le calcul en valeur absolue de l'objectif moyen nous fournit une évaluation pondérée de la valeur des simulations.

4.7 Synthèse

Pour modéliser la qualité de l'eau de la rivière Cau, nous avons opté pour une approche régionalisée qui tienne compte de la succession des milieux géographiques.

Les trois stations de mesure de la qualité de l'eau sur la rivière Cau, soit Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay, représentent bien chacun de ces milieux : les régions montagneuses, les vallées ou les plaines.

Pour la modélisation, nous avons délimité 24 tronçons principaux sur la rivière Cau. Nous avons utilisé les moyennes des mesures journalières pour déterminer les conditions initiales et les conditions aux limites des rejets diffus. Les valeurs mesurées aux affluents déterminent les conditions aux limites des rejets ponctuels.

Nous avons posé cinq hypothèses liées à :

1. La transposition spatiale des concentrations initiales aux tronçons connexes;
2. La pondération des concentrations initiales à la confluence des affluents importants;
3. La transposition spatiale des apports aux affluents non jaugés;
4. Le calcul des débits des rejets diffus à partir d'HYDROTEL;
5. La transposition spatiale des concentrations initiales aux rejets diffus.

Pour apprécier la qualité des résultats de simulations, nous avons utilisé la méthode de la fonction « objectif » en calculant l'écart relatif entre les valeurs simulées et les moyennes journalières observées pour chaque variable d'état et à chaque station.

Pour le calage, nous avons effectué neuf simulations pour chaque changement de paramètres, puisque nous avons utilisé trois moyennes journalières par campagne. Nous avons utilisé les mesures des trois premières campagnes pour le calage. Quant aux trois moyennes journalières de la dernière campagne, elles ont servi à la validation.

Pour le calage initial, nous avons utilisé les valeurs par défaut proposées dans QUAL2E pour la plupart des paramètres et nous avons considéré comme nulle la valeur des paramètres décrivant les interrelations avec les sédiments. Par la suite, nous avons effectué une analyse de sensibilité pour évaluer le degré d'influence des paramètres en vue du calage régional.

À la dernière étape, celle du calage régional, nous avons ajusté tous les paramètres en fonction des caractéristiques régionales. Les résultats de ces diverses étapes sont présentés au chapitre 6. Le choix des valeurs des paramètres régionalisés se base sur l'analyse des données observées, présentée plus en détails au chapitre 5.

5. ANALYSE DES DONNÉES OBSERVÉES

Dans cette section seront exposés et analysés les résultats des campagnes de mesures. Nous aborderons en premier lieu l'analyse des données recueillies sur le terrain en comparant leurs moyennes saisonnières et leur degré de variabilité au moyen de diagrammes en boîtes (*box plot*). Là où les données le justifiaient, nous avons ajouté sur les graphiques deux lignes de référence, une ligne continue bleue (tolérance) et une ligne pointillée rouge (danger) pour illustrer les critères de qualité de l'eau de surface au Vietnam pour l'eau potable (A) ou pour l'agriculture et l'aquaculture (B) (Tableau 5-1).

Nous pourrons ainsi dresser un portrait de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Cau et disposer d'éléments qui faciliteront le calage du modèle QUAL2E-GIBSI. Nous mettrons en relation les variables les unes avec les autres, car l'afflux important de certaines substances peut se répercuter sur d'autres constituants. Puis, nous suivrons de près l'évolution chronologique des hausses soudaines de nutriments pour déceler les modalités de transformation d'un composé à l'autre.

Tableau 5-1 Critères de qualité pour l'eau de surface au Vietnam (TCVN 5942:1995) (tiré de Norme nationale de l'environnement du Vietnam, 1995)

Nom	Symbole	Unité	A	B
pH	pH	-	6-8,5	5,5-9
Matière en suspension	SS	mg/l	20	80
Oxygène dissous	DO	mg/l	≥6	≥2
Demande biologique en oxygène	DBO5	mg/l	<4	<25
Coliformes	-	UFC/100ml	5000	10000
Ammoniac	N-NH3	mg/l	0,05	1
Nitrite (N)	N-NO2	mg/l	0,01	0,05
Nitrate (N)	N-NO3	mg/l	10	15
Manganèse	Mn	mg/l	0,1	0,8
Mercure	Hg	mg/l	0,001	0,002
Plomb	Pb	mg/l	0,05	0,1

A: Pour l'eau de surface qui peut servir comme eau potable après avoir été traitée.
B: Pour l'eau de surface qui peut servir pour l'agriculture et l'aquaculture.

5.1 Variations saisonnières

Les diagrammes en boîtes (*box plot*) regroupent douze prélèvements à chaque station de la rivière Cau pour chaque campagne effectuée (Section 9.5, calendrier des campagnes). Pour chaque campagne, les cinq valeurs mesurées aux stations de Cho Moi et de Giang Tien, sur les affluents de la Chu et de la Du et les douze valeurs mesurées à Than Sa sur la Nghinh Tuong sont également mises en parallèle avec les données de la rivière Cau. Ces trois stations correspondent aussi à chaque grande région (pour le débit, nous n'avons qu'une seule mesure par campagne pour les stations de Cho Moi et de Giang Tien).

5.1.1 Débits et sédiments

5.1.1.1 Débits

Les courbes de débits illustrent bien les variations de la rivière Cau entre la saison sèche et la mousson, même si les mesures en saison humide ont été faites en septembre après les crues majeures d'août. Les débits demeurent élevés en septembre, entre 60 et 80 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay, ce qui équivaut à 3 ou 4 fois la valeur des débits durant la saison sèche, soit 20 m^3/s (Figure 5-1 (a1)). Même en avril 2010, il apparait qu'une crue de printemps peut faire monter le débit à 40 m^3/s, mais il redescend vite au niveau moyen de 20 m^3/s. Les débits à Cho Moi et à Than Sa semblent être à peu près identiques en septembre et correspondraient à la moitié du débit de Thac Rieng. Quant à la rivière Du à Giang Tien, son débit correspondrait à peu près au quart de celui de Thac Rieng (Figure 5-1 (b1)).

Comme Gia Bay est située en aval de la zone d'étude, on devrait y observer des débits beaucoup plus élevés qu'à Thac Buoi. Par contre, si on revient au graphique comparatif des débits illustrés au chapitre 4 (Figure 4-1), on constate que durant la saison sèche, les débits à Gia Bay sont souvent inférieurs à ceux de Thac Buoi et ce malgré le fait que plusieurs affluents, comme la rivière Du, devraient contribuer à augmenter le débit entre ces deux stations. Durant la mousson (septembre 2008), le ruissellement est plus élevé à cause de la forte pluviométrie, mais on n'observe que de faibles augmentations de débit entre Thac Buoi et Gia Bay. Or, de nombreux rapports environnementaux soulignent les difficultés d'approvisionnement en eau des municipalités et des industries, sans compter les besoins en irrigation pour l'agriculture et la baisse du niveau d'eau des nappes phréatiques. Il n'est donc pas surprenant d'observer des niveaux relativement bas à Gia Bay, qui est situé dans la partie urbaine du bassin versant.

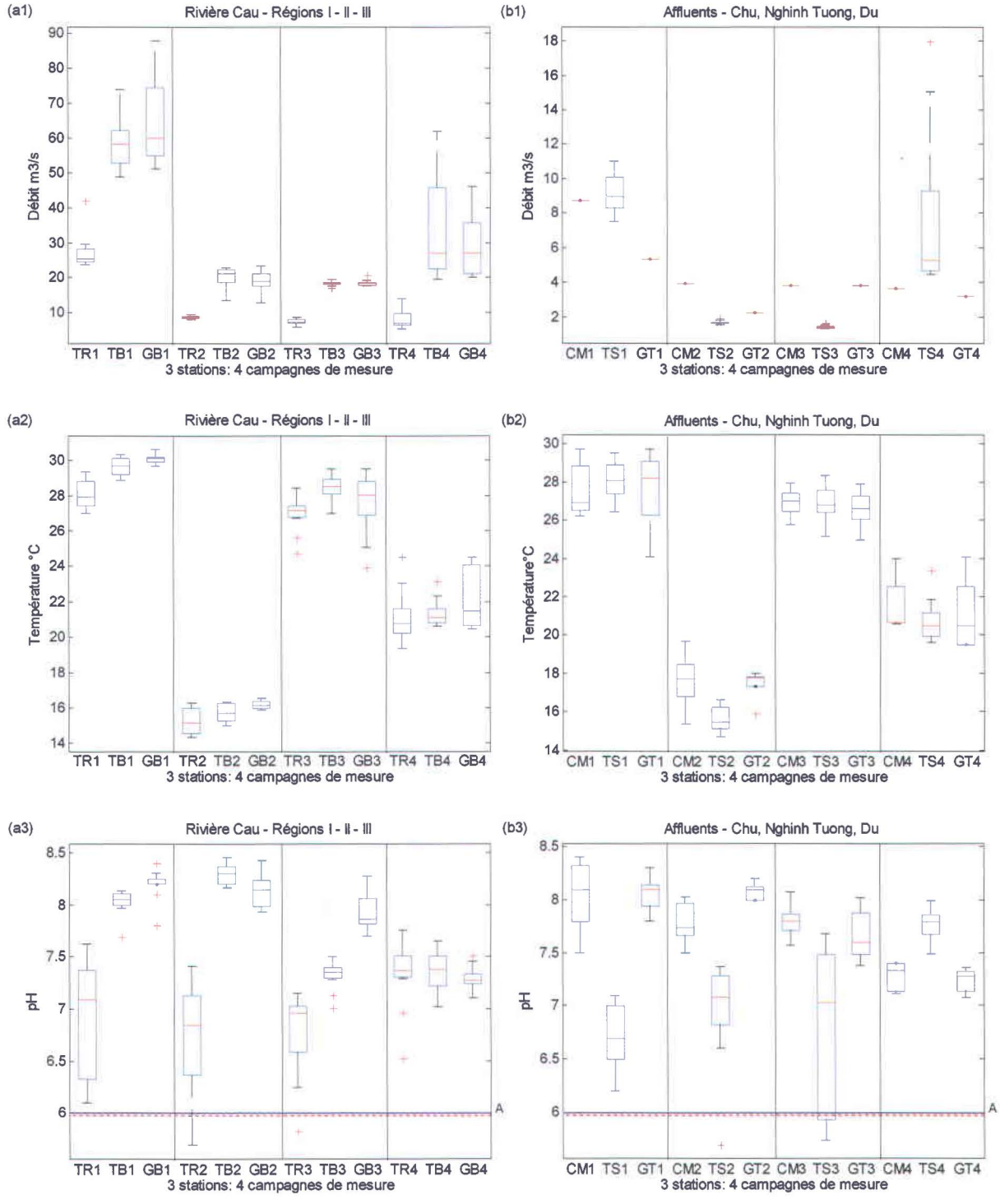


Figure 5-1 **Débits (a1-b1), températures (a2-b2) et pH (a3-b3) :**
(a) Rivière Cau : (TR) Thac Rieng, (TB) Thac Buoi, (GB) Gia Bay;
(b) Affluents : (CM) Cho Moi, (TS) Than Sa, (GT) Giang Tien;
Campagnes : 1 (sept 08), 2 (jan 09), 3 (avr 09), 4 (avr 10).

5.1.1.2 Températures

Les températures se répartissent entre 15°C (janvier 2009) et 30°C (septembre 2008) avec beaucoup de fluctuations en avril, que ce soit plus chaud en avril 2009 (~27°C) ou plus frais en avril 2010 (~21°C) (Figure 5-1 (a2, b2)).

5.1.1.3 pH

En région montagneuse, la rivière Cau et ses affluents ont en moyenne un pH évoluant entre 6,5 et 7,7, mais dès que la rivière Cau arrive à la rencontre de la Nghinh Tuong, qui provient d'un milieu riche en calcaire (8,1 à 8,3), le pH s'élève et se maintient en moyenne de Thac Buoi à Gia Bay entre 8,0 et 8,2. Du côté de la rivière Du, on retrouve des pH élevés de 8,63 à Giang Tien aux côtés d'affluents ayant des pH plus bas (6,5 à 7,5). Les données recueillies sur le terrain semblent bien refléter les moyennes annuelles, sauf à Than Sa où le pH devrait être plus élevé, mais les rejets miniers semblent abaisser périodiquement le pH (Figure 5-1 (a3, b3)).

5.1.1.4 Sédiments en suspension

Dans QUAL2E, on n'établit pas de lien direct entre les variables simulées et les quantités de sédiments en suspension. Or, les variations des sédiments en suspension peuvent se refléter dans les concentrations de DBO_5 et de phosphore organique. Mais, compte tenu des principes qui sous-tendent la régionalisation des coefficients, le transport des sédiments confirme la pertinence d'une dynamique spécifique à chacune des trois régions.

Ainsi, l'analyse des données sur le transport des sédiments nous indique bien la prépondérance de Thac Buoi et de Than Sa comme des milieux très abondants en sédiments (Figure 5-3 (a3, b3)). Les crues printanières peuvent entraîner des charges élevées à Thac Rieng comme dans certains affluents. Cette situation contribue à faire augmenter la charge qui arrive à Thac Buoi. Néanmoins, les concentrations de sédiments demeurent relativement basses à Gia Bay en avril 2009 tandis qu'elles sont particulièrement élevées en avril 2010.

Or, durant cette dernière période, les sédiments en suspension sont particulièrement abondants sur la rivière Du à Giang Tien, ce qui contribue d'autant à augmenter les sédiments à Gia Bay. Ainsi, comme la vitesse de l'eau diminue en arrivant dans les vallées, les dépôts sédimentaires y sont très importants au point où plusieurs entreprises y exploitent le sable par différentes méthodes : radeaux, dragues, etc. (Figure 5-2).

Figure 5-2 Collecte de sable (Pham, 2009).

5.1.2 Oxygène dissous

Les concentrations d'oxygène dissous sont en moyenne plus élevées à Thac Rieng (6,7 à 8 mg/l) (sauf en janvier 2009), légèrement moindres à Thac Buoi (6,5 à 6,9 mg/l) et systématiquement plus basses à Gia Bay (6,1 à 6,3 mg/l).

En janvier 2009, les valeurs de concentrations d'oxygène dissous sont en moyenne très basses à Thac Rieng (5,6 mg/l) et à Gia Bay (5 mg/l) mais elles sont très variables, allant de 4 mg/l à 6,5 mg/l pour Thac Rieng et de 3,6 mg/l à 7,6 mg/l pour Gia Bay tandis qu'à Thac Buoi, elles sont systématiquement plus élevées (~9 mg/l) (Figure 5-3 (a1)).

Dans les affluents, les concentrations d'oxygène dissous fluctuent sensiblement à Cho Moi et à Giang Tien, mais elles demeurent particulièrement élevées à Than Sa, où on mesure des concentrations variant entre 10 mg/l et 15 mg/l pour une moyenne de 13 mg/l (Figure 5-3 (b1)).

Or, en hiver, les concentrations d'oxygène dissous devraient normalement être plus élevées puisque les températures baissent autour de 15°C (Figure 5-1 (a3, b3)). Pourtant, ce n'est pas le cas à Thac Rieng ni à Gia Bay. Les concentrations de chlorophylle-A demeurent faibles durant cette période (~1 mg/l) (Figure 5-6 (a3, b3)).

Par contre, il ressort certains points communs entre Thac Buoi et Than Sa. En effet, les concentrations de phosphore organique et de sédiments en suspension sont particulièrement élevées comparativement aux autres stations (Figure 5-3 (a2, a3, b2, b3)).

Ainsi, à Thac Buoi et Than Sa, quelques particularités notables ressortent en janvier 2009 :

- les concentrations d'oxygène dissous sont très élevées. Elles se maintiennent en moyenne autour de 9 mg/l à Thac Buoi (a1) et autour de 13 mg/l à Than Sa (b1);
- les concentrations de phosphore organique augmentent jusqu'à 0,07 mg/l à Thac Buoi (a2) et 0,06 mg/l à Than Sa (b2);
- les concentrations de sédiments en suspension s'élèvent en moyenne à 38 mg/l à Thac Buoi (a3) et à 147 mg/l à Than Sa (b3).

Comme la vitalité de l'ensemble du biotope dépend énormément des apports spécifiques du benthos, certains éléments comme les concentrations d'oxygène dissous et de phosphore organique pourraient être des indicateurs du degré de vitalité du milieu benthique puisqu'en hiver, la baisse des températures hivernales peut limiter la croissance des bactéries et des algues et ralentir le métabolisme des autres espèces.

Une meilleure caractérisation du dynamisme biologique pourrait s'avérer intéressante pour apprécier le degré de vitalité du biotope dans les tronçons riches en dépôts de sédiments. Il n'en demeure pas moins qu'un milieu reconnu pour le développement de son agriculture devrait être naturellement propice au développement d'espèces benthiques aptes à remettre en circulation l'oxygène et les nutriments indispensables aux autres espèces.

Inversement, une baisse systématique des concentrations d'oxygène dissous à Gia Bay pourrait être un indicateur de la faiblesse du dynamisme biologique du benthos concernant les diverses atteintes à son équilibre. Les causes peuvent être soit une accumulation de produits toxiques, soit un afflux massif de substances à biodégrader dans des conditions plus ou moins anoxiques.

Si nous nous référons aux années précédentes de 2005 à 2007, les relevés ponctuels indiquaient des niveaux inférieurs à 5 mg/l comparativement aux moyennes plus élevées des quatre dernières campagnes (Figure 5-4).

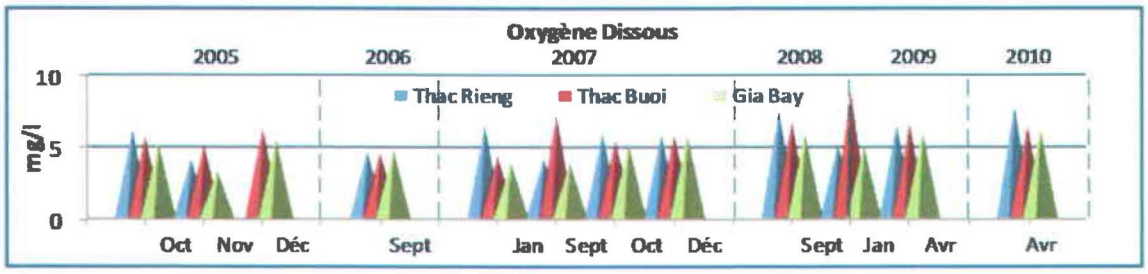


Figure 5-3 **Oxygène dissous-2005 à 2010.**

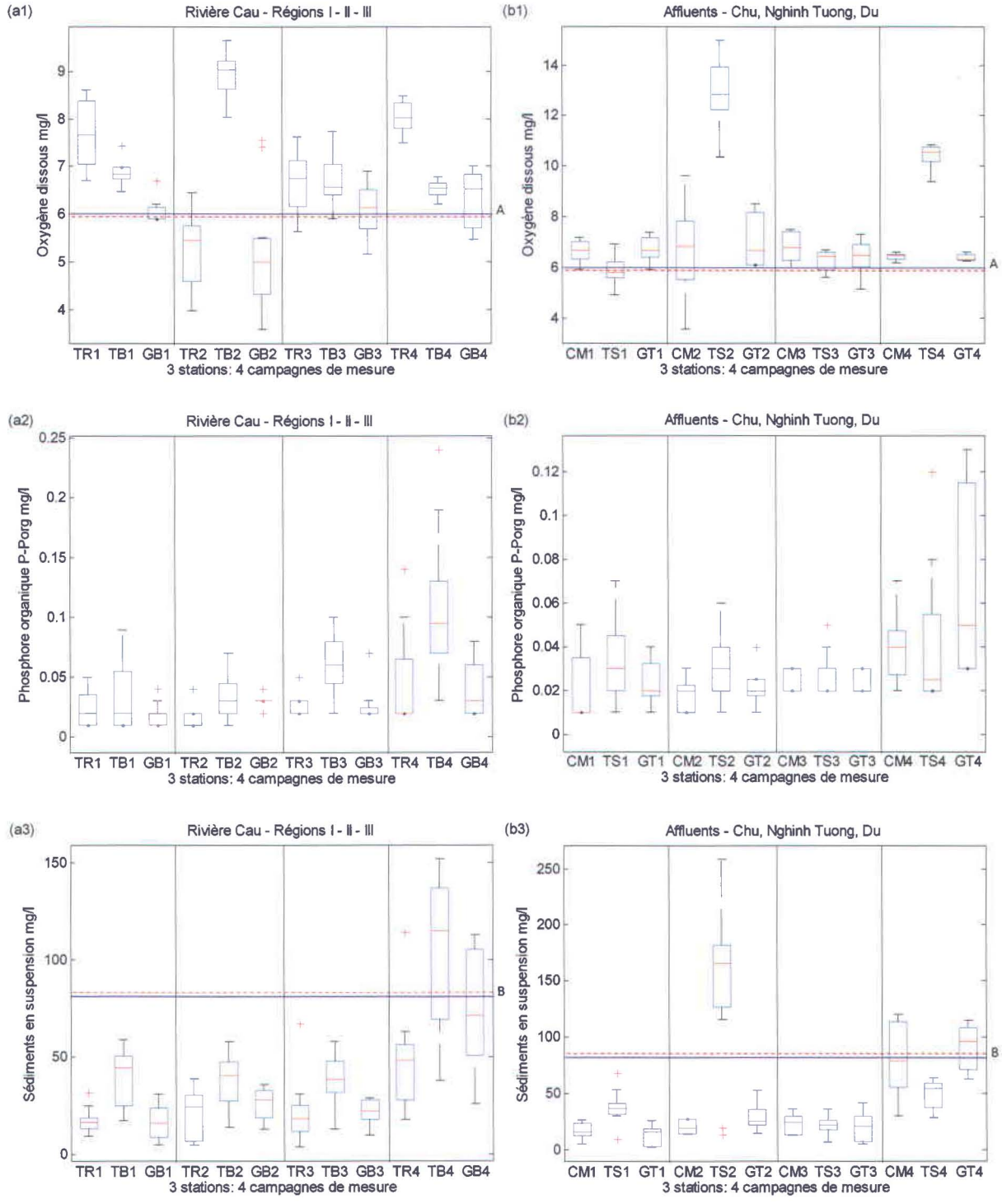


Figure 5-4 **Oxygène (a1-b1), phosphore organique (a2-b2) et sédiments en suspension (a3-b3) :**
(a) Rivière Cau : (TR) Thac Rieng, (TB) Thac Buoi, (GB) Gia Bay;
(b) Affluents : (CM) Cho Moi, (TS) Than Sa, (GT) Giang Tien;
Campagnes : 1 (sept 08), 2 (jan 09), 3 (avr 09), 4 (avr 10).

5.1.3 Demande Biologique en Oxygène (DBO_5)

Généralement, les concentrations de DBO_5 se maintiennent autour de 2 mg/l, sous le critère de qualité de 4 mg/l (Figure 5-6 (a1, b1)). Toutefois, elles peuvent atteindre épisodiquement des valeurs plus élevées. Cela peut être causé par des averses qui entraînent un lessivage des matières organiques ou par l'assèchement périodique des rizières à diverses étapes de la production agricole. Ainsi, en avril 2009, on observe une grande variabilité à Thac Buoi avec des pointes allant jusqu'à 14 mg/l.

Par contre, à Gia Bay, ce n'est que durant la saison des pluies (septembre 2008) que l'on observe des pointes élevées à plus de 4 mg/l. Cependant, comme les concentrations d'oxygène dissous demeurent très basses autour de 6 mg/l, quelle que soit la saison, comparativement aux valeurs moyennes de 8 mg/l à Thac Rieng et de 7 mg/l à Thac Buoi, on peut supposer que l'oxydation des matières organiques en aval demeure élevée.

Toutefois, on peut estimer que les travaux d'assainissement des eaux usées ont effectivement réussi à contrôler significativement les rejets de matière organique puisque l'on atteignait des concentrations de DBO_5 de 12 mg/l à Gia Bay en 2005 et, dans l'ensemble, on est passé en moyenne de 4 mg/l en 2007 à 2 mg/l en 2008. (Figure 5-8).

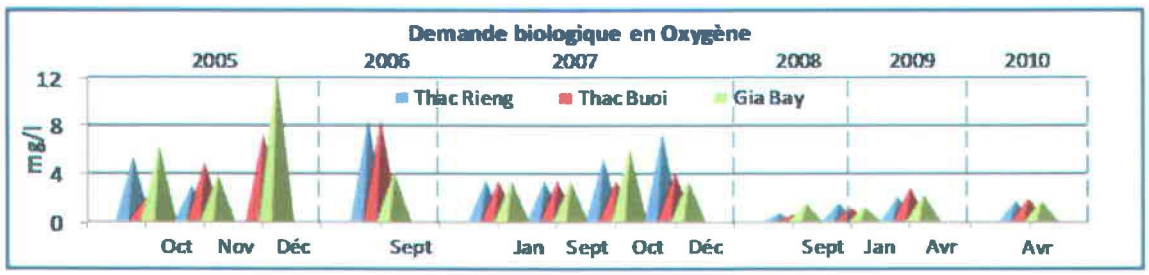


Figure 5-5 Demande Biologique en Oxygène - DBO_5 - 2005 à 2010.

5.1.4 Coliformes

Les concentrations de coliformes sur la rivière Cau se maintiennent en moyenne entre 2 000 et 3 000 UFC/100 ml, Elles sont généralement un peu plus élevées à Gia Bay à cause des rejets municipaux et industriels de la région fortement urbanisée de la capitale Thai Nguyen.

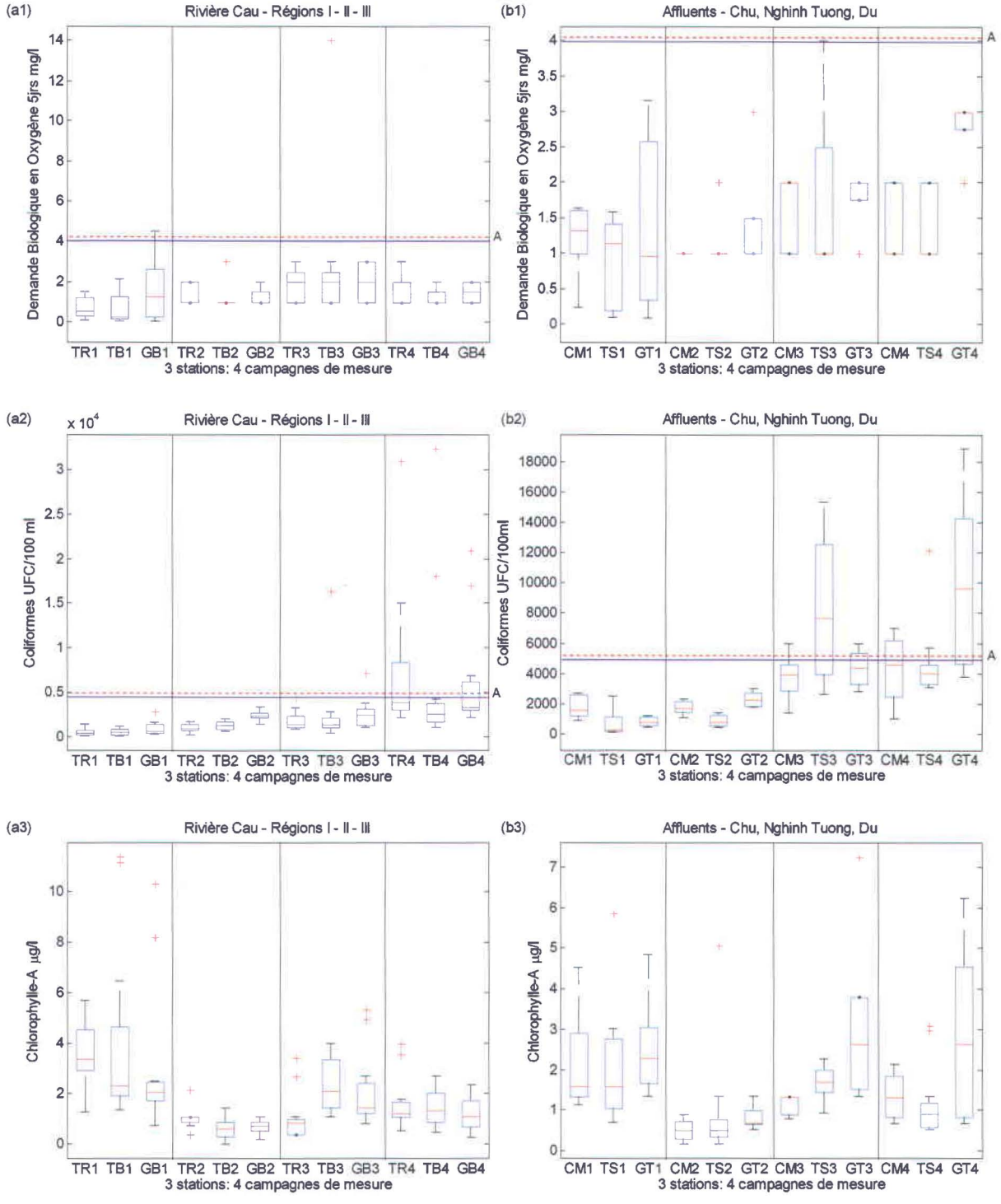


Figure 5-6 **Demande biologique en oxygène (a1-b1), Coliformes (a2-b2) et Chlorophylle-A(a3-b3) :**
(a) Rivière Cau : (TR) Thac Rieng, (TB) Thac Buoi, (GB) Gia Bay;
(b) Affluents : (CM) Cho Moi, (TS) Than Sa, (GT) Giang Tien;
Campagnes : 1 (sept 08), 2 (jan 09), 3 (avr 09), 4 (avr 10).

À quelques reprises, des pointes occasionnelles peuvent atteindre des concentrations entre 10 000 et 35 000 UFC/100 ml. Quant aux affluents, les concentrations de coliformes y sont plutôt faibles, sauf au printemps, que ce soit en avril 2009 ou en avril 2010. À Than Sa, la moyenne est autour de 8 000 UFC/100 ml en avril 2009 (Figure 5-6 (a2, b2)).

On pourrait supposer *a priori* que l'on aurait systématiquement des concentrations très élevées de coliformes en aval à Gia Bay, mais, entre les hausses, elles retombent à peu près au niveau des valeurs mesurées à Thac Rieng et à Thac Buoi. Toutefois, on peut observer à quelques reprises des similitudes avec l'évolution des concentrations de DBO_5.

Plusieurs hausses de DBO_5 et de coliformes sont ainsi apparues simultanément à Thac Buoi en avril 2009 et à Thac Rieng en avril 2010. Pour les affluents, on a noté des rapports similaires entre les hausses de DBO_5 et de coliformes, en particulier à Than Sa en avril 2009.

L'afflux de DBO_5 favorise généralement la croissance des bactéries tandis que ces dernières produisent un ensemble de substances organiques essentielles à la croissance du phytoplancton, comme la biotine, la thiamine ou la vitamine B_{12} (Round, 1965). Ce dynamisme accru dépendant des conditions locales plus propices pourrait donc se refléter sur les concentrations de phosphore et d'azote qui seraient alors disponibles pour l'activité chlorophyllienne.

En 2008 et 2009, les concentrations moyennes de coliformes semblent baisser, mais il existe beaucoup d'incertitude à propos des modalités d'observation. De plus, les hausses sont souvent sporadiques, comme en avril 2010. En effet, quelques heures après, les concentrations redescendent très bas, ce qui peut correspondre à un lessivage des sols à la suite d'averses soudaines ou à des contaminations occasionnelles (Figure 5-7).

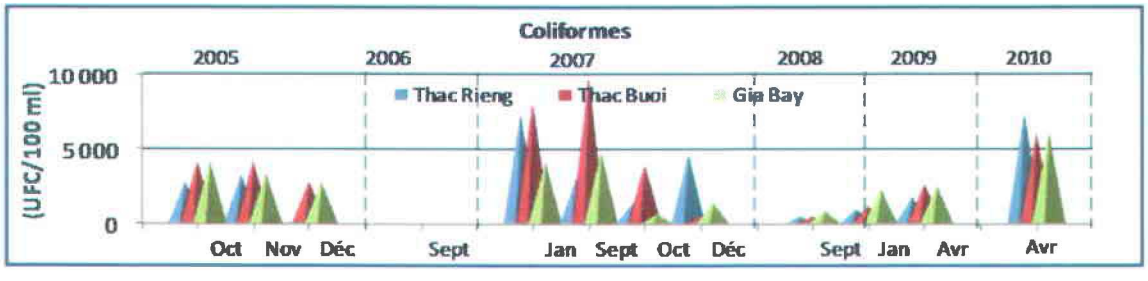


Figure 5-7 Coliformes – 2005 à 2010.

5.1.5 Chlorophylle-A

Les concentrations de chlorophylle-A varient en moyenne entre 1 et 3 µg/l, ce qui est typique des régions tropicales. Elles peuvent augmenter davantage durant la mousson et atteindre des sommets autour de 10 µg/l, mais les concentrations diminuent en janvier 2009 autour de 1 µg/l pour remonter en avril 2009 et en avril 2010 autour de 2 µg/l (Figure 5-6 (a3, b3)).

Si on exclut les baisses systématiques en janvier 2009, les concentrations de chlorophylle-A s'élèvent en moyenne entre 2 et 3 µg/l à Giang Tien sur la rivière Du, avec des pointes autour de 7 µg/l en avril 2009 et en avril 2010, tandis qu'à Cho Moi et à Than Sa, les concentrations restent en moyenne entre 1 et 2 µg/l. En janvier, les affluents se maintiennent en bas de 1 µg/l. Comme on prend une seule mesure quotidienne à Cho Moi et à Giang Tien, on ne peut estimer l'ampleur des écarts durant la journée, mais on peut raisonnablement supposer qu'ils sont du même ordre de grandeur qu'à Than Sa et que sur la rivière Cau.

5.1.6 Azote organique

Les concentrations d'azote organique sont en moyenne comprises entre 0,5 et 1 mg/l (Figure 5-8 (a1, b1)). Deux pointes autour de 3,7 mg/l ont été notées à Thac Rieng en janvier 2009 et en avril 2010, de pair avec la croissance du phytoplancton pour lequel on a obtenu des valeurs maximales en janvier 2009 (2,1 µg/l) et en avril 2010 (4,0 µg/l). Des pointes d'azote organique ont également été observées à Gia Bay en septembre 2008 (1,4 mg/l) et à Thac Buoi en avril 2009 (1,3 mg/l), correspondant aux pointes de DBO_5 (4,5 et 14 mg/l) et de coliformes (2 800 et 16 400 UFC/100ml).

Sur la rivière Du à Giang Tien, en avril 2010, on a remarqué le même phénomène pour les valeurs maximales de DBO_5 et de coliformes, qui sont apparues de pair avec des concentrations élevées de chlorophylle-A et d'azote organique. Des concentrations élevées de toutes ces variables sont apparues au même moment (Figure 5-6 et 5-8).

5.1.7 Azote ammoniacal

Les concentrations d'azote ammoniacal se sont maintenues en moyenne entre 0,2 et 0,4 mg/l, mais des sommets entre 0,6 et 0,9 mg/l ont régulièrement été atteints, par exemple à Thac Rieng en septembre 2008, à Thac Buoi en avril 2009 ou à Thac Rieng en avril 2010 (Figure 5-8 (a2, b2)).

Que ce soit aux stations situées le long de la rivière Cau ou aux points de mesure dans les affluents, les pointes de concentrations d'azote ammoniacal semblent suivre de près celles de l'azote organique, comme en janvier 2009 à Thac Rieng où on a observé une pointe qui s'élevait à 2,7 mg/l au moment où les concentrations d'azote organique atteignaient un sommet à 3,7 mg/l, juste après qu'on ait remarqué une hausse des concentrations de chlorophylle-A à 2,1 µg/l.

5.1.8 Nitrites

En général, les concentrations de nitrites se maintiennent sous le seuil de détection de 0,01 mg/l. Comme les simulations de QUAL2E et les représentations graphiques des données requièrent des valeurs numériques, nous avons représenté toutes les valeurs sous le seuil de détection comme ayant une valeur de 0,01 mg/l.

Toutefois, des valeurs supérieures à 0,08 mg/l ont été mesurées à quelques reprises en avril 2009 à Thac Buoi, et autour de 0,05 mg/l en avril 2010 à Thac Rieng et à Thac Buoi (Figure 6-5 (a3, a4)). Ces concentrations élevées surviennent généralement après des hausses majeures des concentrations de coliformes, que ce soit en avril 2009 à Thac Buoi (15 000 UFC/100ml) ou en avril 2010 à Thac Rieng et à Thac Buoi (30 000 UFC/100ml) (Figures 5-14 (d) et 5-15 (d)).

5.1.9 Nitrates

En septembre 2008 et en avril 2009, les concentrations de nitrates se sont maintenues entre 0,1 et 0,6 mg/l. Elles ont été plus faibles en janvier 2009, autour de 0,1-0,2 mg/l, mais elles ont augmenté en avril 2010, où elles ont varié de 0,5 à 1,7 mg/l. Cela pourrait correspondre au niveau particulièrement élevé des concentrations de coliformes dont les valeurs maximales ont atteint plus de 30 000 UFC/100 ml (Figure 5-6 (a2, b2)).

Malgré ces constats, les programmes d'assainissement des eaux usées ont été largement efficaces pour minimiser l'impact des nitrates, puisqu'on a mesuré des valeurs atteignant 20 mg/l à Thac Rieng en 2005 et 2006. Déjà en 2007, les concentrations de nitrates avaient diminué autour de 4-5 mg/l (Figure 5-10).

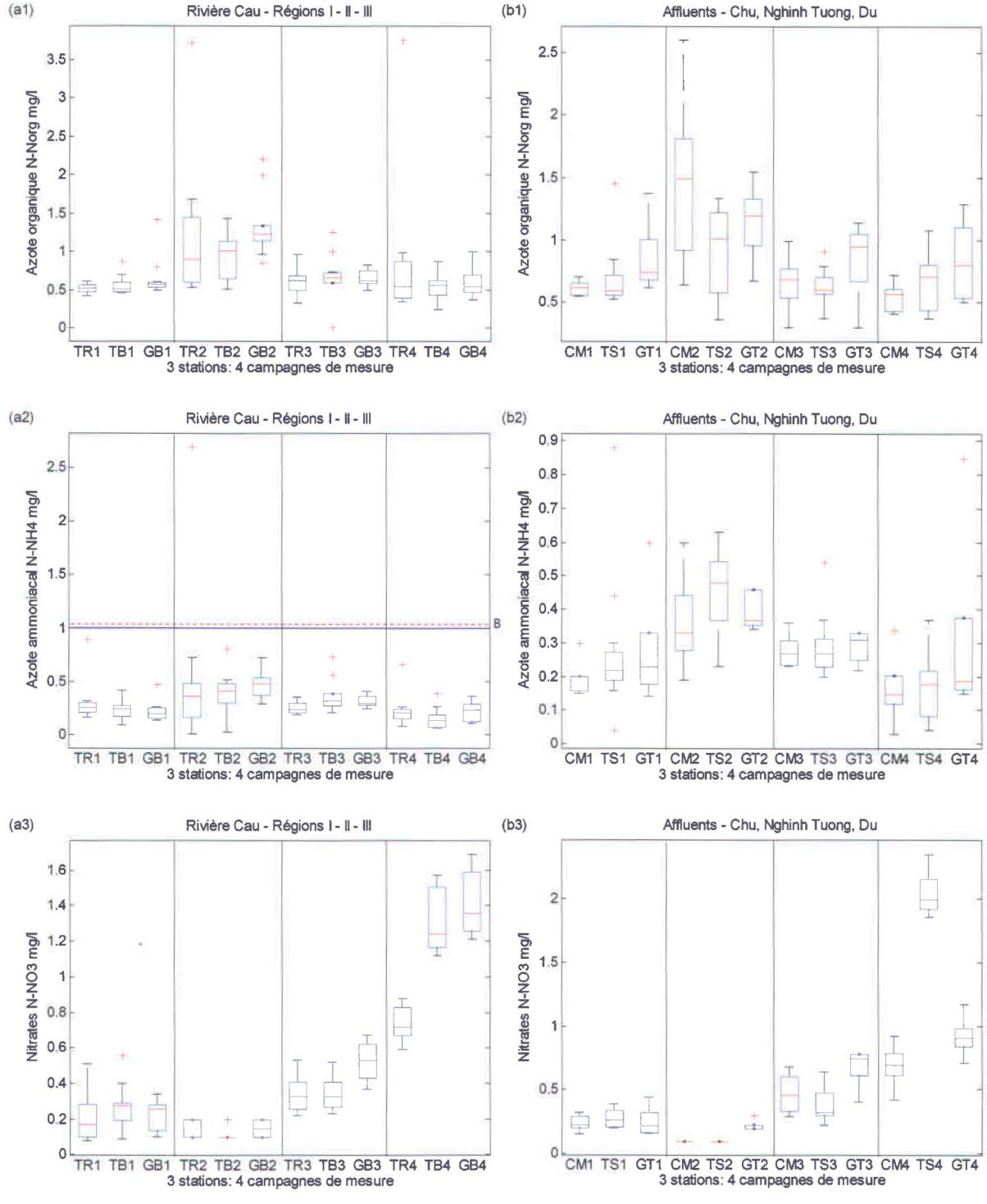


Figure 5-8 **Azote organique (a1-b1), azote ammoniacal(a2-b2) et nitrates (a3-b3) :**
(a) Rivière Cau : (TR) Thac Rieng, (TB) Thac Buoi, (GB) Gia Bay;
(b) Affluents : (CM) Cho Moi, (TS) Than Sa, (GT) Giang Tien;
Campagnes : 1 (sept 08), 2 (jan 09), 3 (avr 09), 4 (avr 10).

Le fait de se maintenir sous la barre des 2 mg/l depuis 2008 pourrait être considéré comme une amélioration, bien qu'elle soit contrebalancée par une augmentation de l'azote ammoniacal. En effet, on a noté une augmentation soutenue des concentrations d'azote ammoniacal depuis 2008 par rapport aux années précédentes (Figure 5-9). Plusieurs rapports environnementaux ont souligné cet aspect problématique puisque l'ammoniaque dégage une odeur désagréable.

Cette situation pourrait être attribuable à l'industrialisation rapide de la région. En effet, certains facteurs environnementaux pourraient perturber un aspect ou l'autre du processus de nitrification puisque l'azote ammoniacal se transforme en nitrites et en nitrates par l'action des bactéries *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*.

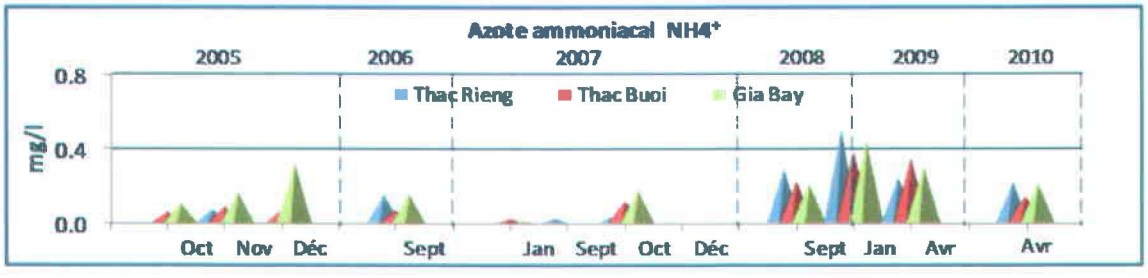


Figure 5-9 **Azote ammoniacal – NH_4^+ - 2005 à 2010.**

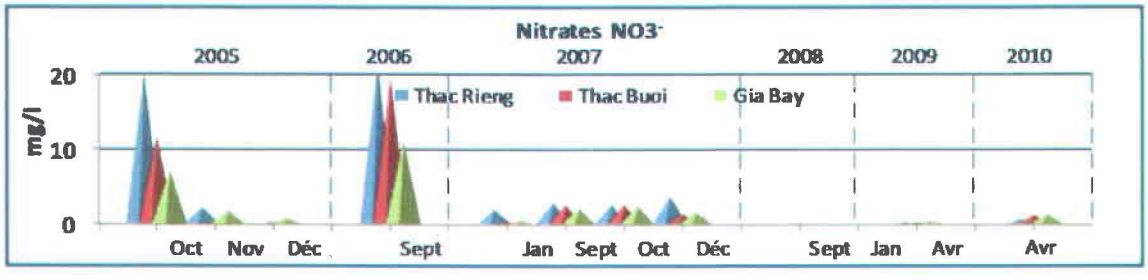


Figure 5-10 **Nitrates – NO_3^- - 2005 à 2010.**

5.1.10 Phosphore organique

De façon générale, les concentrations de phosphore organique se maintiennent entre 0,02 et 0,04 mg/l à Thac Rieng et à Gia Bay. Cependant, à Thac Buoi, elles atteignent systématiquement des valeurs élevées allant de 0,05 mg/l à 0,25 mg/l selon la saison (Figure 5-3 (a2, b2)).

Comme les activités agricoles y sont prédominantes, le réservoir de phosphore organique peut y être abondant naturellement (rejets diffus) ou être largement accru lors de l'assèchement des rizières (rejets ponctuels). Toutefois, en janvier 2009, il y avait peu de précipitations et les opérations agricoles démarraient quelques mois plus tard.

Cela n'est donc pas suffisant pour expliquer les concentrations élevées à Thac Buoi et à Than Sa. Or, l'afflux de phosphore organique pourrait provenir des concentrations de phosphore organique liées aux sédiments en suspension à Thac Buoi et à Than Sa (Figure 5-3 (a2, a3, b2, b3)), comme l'ont démontré plusieurs auteurs (Shen *et al.*, 2008).

Les données recueillies depuis 2005 sur les concentrations de phosphore total semblent correspondre à un cycle annuel qui dépendrait de l'ampleur des précipitations puisqu'elles sont à la hausse durant la saison des pluies et à la baisse durant la saison sèche (Figure 5-11).

5.1.11 Phosphore dissous

En septembre 2008 et en janvier 2009, le phosphore dissous s'est maintenu autour du seuil de détection de 0,01 mg/l. Par contre, au printemps, en avril 2009 et en avril 2010, il était plus abondant et se maintenait en moyenne autour de 0,03 et 0,04 mg/l. Cependant, on a observé des valeurs maximales à Thac Buoi (0,05 mg/l) et à Than Sa (0,04 mg/l) en janvier 2009, à Thac Buoi en avril 2009 (0,08 mg/l) et à Thac Rieng en avril 2010 (0,07 mg/l).

Cela pourrait correspondre aux valeurs maximales des concentrations de phosphore organique en janvier et en avril et de DBO_5 en avril 2009 et 2010, qui ont sensiblement leurs valeurs maximales aux mêmes endroits et aux mêmes moments (Figures 5-3 (a2, b2) et 5-6 (a1, b1)).

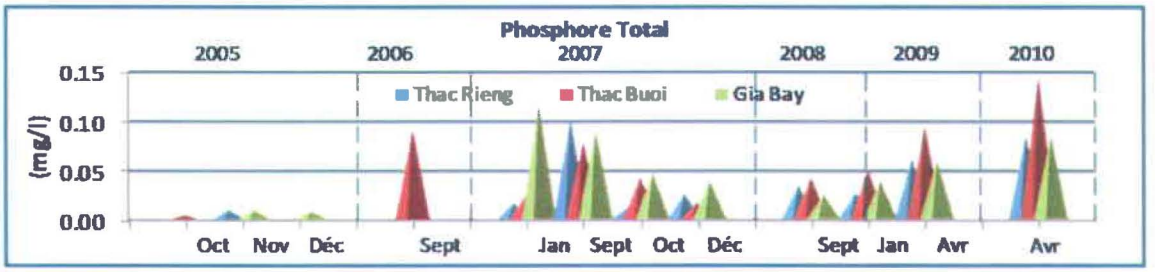


Figure 5-11 **Phosphore total – 2005 à 2010.**

5.2 Évolution chronologique des concentrations aux trois stations

Nous avons comparé les variations de concentration des nutriments d'une campagne à l'autre, pour chaque station. Mais il serait intéressant d'examiner de plus près l'évolution chronologique des afflux significatifs de nutriments en suivant leur impact d'une journée à l'autre, d'amont en aval.

Pour chaque campagne de mesures, nous avons illustré en parallèle le débit (a), l'oxygène dissous (b), la DBO_5 (c), les coliformes (d), le phosphore organique (e), les nitrates $N\text{-}NO_3^-$ (f), la chlorophylle-A (g) et l'ammonium $N\text{-}NH_4^+$ (Figures 5-12 à 5-15). Les mesures prises à Gia Bay sont décalées d'une journée en raison du temps de parcours de l'eau.

5.2.1 Septembre 2008

En septembre 2008, les débits sont élevés, variant autour de 60 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay. La première journée, des crues à Thac Rieng et à Thac Buoi entraînent dès le lendemain à Gia Bay un afflux significatif de DBO_5 (3-4 mg/l) et de coliformes (2 500 UFC/100ml), qui vont particulièrement baisser le quatrième jour, probablement à cause de l'augmentation du débit qui monte jusqu'à près de 80 m^3/s à Gia Bay (Figure 5-12 (a, c, d)).

Le premier jour, les afflux de phosphore organique (e) et de nitrates (f) provenant de la première crue semblent profiter au développement du phytoplancton à Thac Rieng et à Thac Buoi, où les concentrations de chlorophylle-A (g) augmentent significativement le matin suivant.

À Thac Rieng, les concentrations d'azote ammoniacal (h) s'élèvent vers la fin de l'après-midi.

Le troisième jour, lors de la seconde crue, les concentrations de nitrates à Thac Rieng et de phosphore organique à Thac Buoi augmentent significativement et on observe l'amorce d'un deuxième cycle de prolifération des algues qui va s'amplifier le quatrième jour et se répercuter jusqu'à Gia Bay en début de journée.

Mais, après cette hausse à Thac Buoi et à Gia Bay, on assiste en fin d'après-midi à une augmentation d'ammonium.

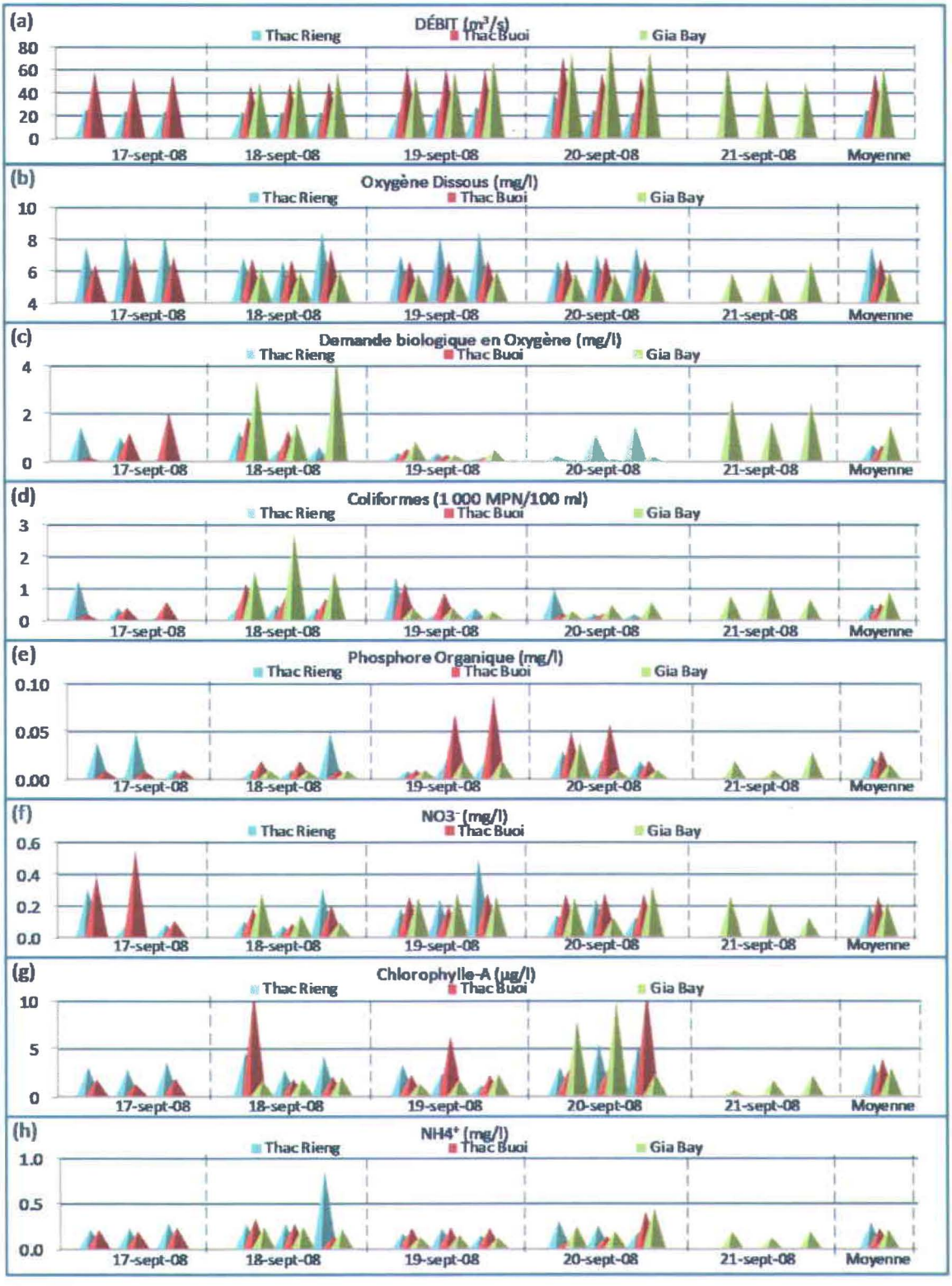


Figure 5-12 **Mesures du 17 au 21 septembre 2008 (8h, 12h, 16h) : a) Débit, (b) Oxygène dissous, (c) DBO_5, (d) Coliformes, (e) Phosphore organique, (f) NO_3, (g) Chlorophylle-A, (h) NH_4**

5.2.2 Janvier 2009

En janvier 2009, les débits sont plus faibles, de l'ordre de 20 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay (Figure 5-13 (a)). Les concentrations d'oxygène dissous (b) demeurent basses à Thac Rieng (5 mg/l) et à Gia Bay (4 mg/l), mais elles sont élevées à Thac Buoi (9 mg/l) (voir section 5.1.2).

Le premier jour, on observe à Thac Rieng des afflux de DBO_5 (c) et de coliformes (d) et le lendemain vers midi, on observe une poussée de croissance des algues (g).

Au même moment, les concentrations d'ammonium (h) descendent si bas qu'elles ne sont pas visibles sur le graphique (14 jan : 0,3 mg/l (12h), 0,1 mg/l (16h); 15 jan : 0,5 mg/l (9h)). La croissance du phytoplancton pourrait être reliée à l'utilisation préférentielle de l'ammonium par rapport aux nitrates (f), qui demeurent abondants durant cette période, même par rapport à Thac Buoi.

Le troisième jour, vers midi, on observe une hausse importante des concentrations d'azote ammoniacal (2,69 mg/l) (h) qui fait suite à la croissance rapide du phytoplancton recensée la veille (g).

Comme on observe une diminution des concentrations de chlorophylle-A depuis la veille au soir et une baisse drastique en fin d'après-midi (0,36 µg/l), cela pourrait fournir des indications précieuses pour évaluer le taux de mortalité des espèces de phytoplancton présentes en janvier.

À Thac Buoi, les concentrations de phosphore organique (e) tendent à être plus élevées qu'en amont ou en aval, allant de pair avec l'afflux des sédiments en suspension. Bien que l'activité chlorophyllienne demeure minimale, les concentrations d'oxygène (b) y sont aussi particulièrement élevées (voir section 5.1.2, Figure 5-3 (a1, a2, a3)).

À Gia Bay, les débits sont souvent plus faibles qu'à Thac Buoi, probablement à cause des nombreuses ponctions d'eau pour l'irrigation et pour divers autres usages municipaux et industriels, ce qui peut expliquer les concentrations très élevées de coliformes (d).

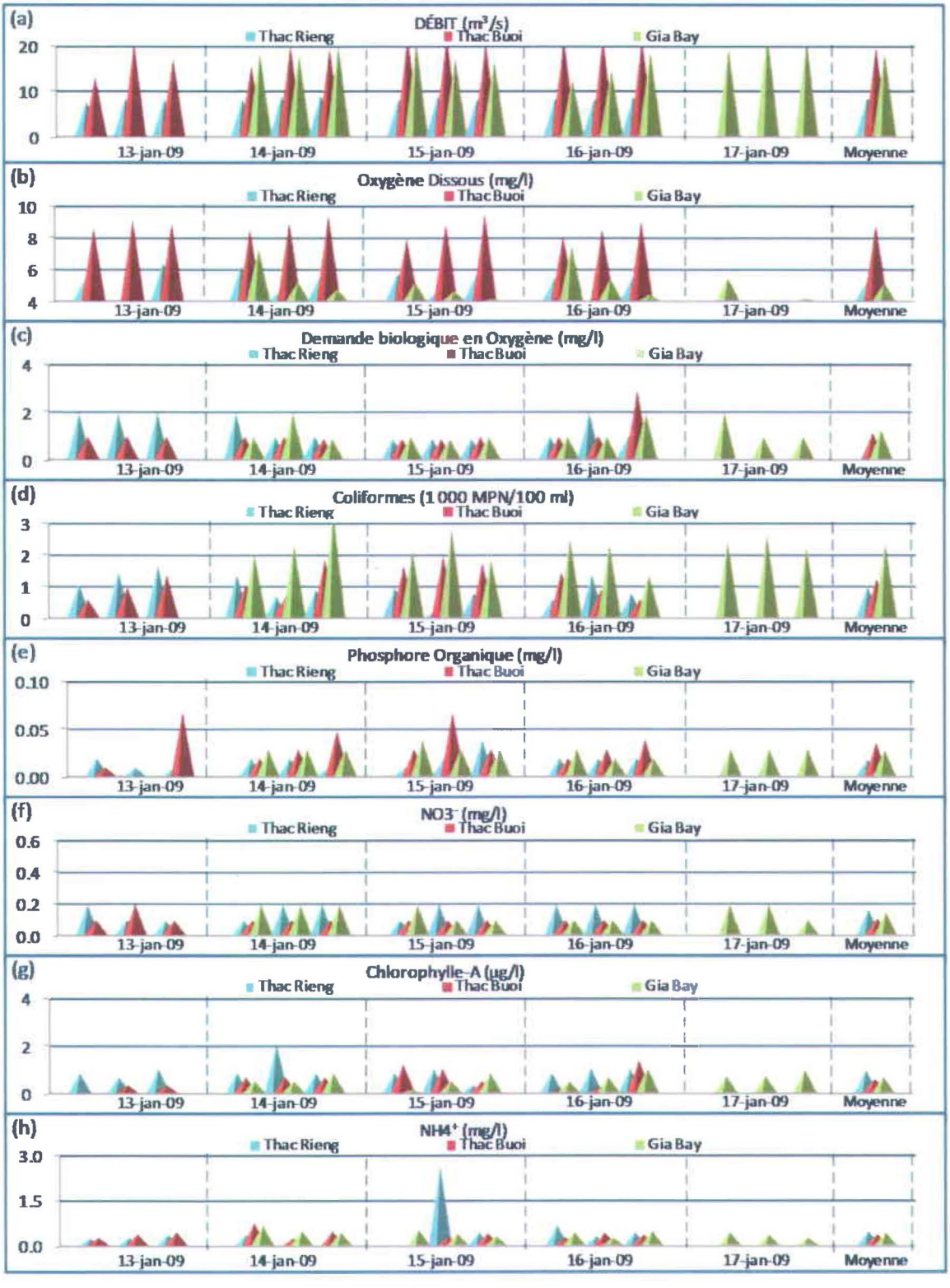


Figure 5-13 **Mesures du 13 au 17 janvier 2009 (8h, 12h, 16h) : (a) Débit, (b) Oxygène dissous, (c) DBO_5, (d) Coliformes, (e) Phosphore organique, (f) NO_3, (g) Chlorophylle-A, (h) NH_4.**

5.2.3 Avril 2009

En avril 2009, les débits se maintiennent en deçà de 20 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay. Les concentrations d'oxygène dissous se maintiennent entre 5 et 6 mg/l et les nitrates sont abondants tout le long de la rivière Cau entre 0,2 et 0,6 mg/l (Figure 5-14 (a, b, f)).

Le premier jour à midi, on observe à Thac Buoi une hausse très importante de DBO_5 (14 mg/l) (c), de coliformes (15 000 UFC/100ml) (d) et de phosphore organique (0,9 mg/l) (e). Comme le débit n'a pas varié significativement, on peut supposer que cette hausse pourrait être reliée aux pratiques agricoles printanières où on assèche les rizières.

Cela semble profitable à la croissance des algues les deux premières journées (g) et cela se répercute le lendemain à Gia Bay où les concentrations de chlorophylle-A (g) s'élèvent jusqu'à 5 mg/l, ce qui pourrait contribuer à la hausse des concentrations d'oxygène dissous à Gia Bay, qui atteignent 6,92 mg/l vers midi le deuxième jour.

Au début de la troisième journée, les concentrations de chlorophylle-A reviennent partout à la normale comme les concentrations d'oxygène dissous, de DBO_5 et de coliformes, même si les concentrations de nitrates et de phosphore organique demeurent élevées.

À Thac Buoi, les concentrations d'ammonium (h) vont s'élever au matin jusqu'à 0,73 mg/l pour redescendre par la suite et se maintenir en bas de 0,4 mg/l. En après-midi, apparait une concentration exceptionnellement élevée de nitrites (0,83 mg/l), qui se situe largement au-dessus des valeurs usuelles variant autour de 0,01 mg/l (voir la Figure 6-5 (a3)).

À Thac Buoi, les concentrations de phosphore organique (e) demeurent élevées et fluctuent entre 0,04 et 0,10 mg/l. Le phosphore dissous y est aussi plus abondant avec des concentrations moyennes de 0,3 mg/l à Thac Buoi comme à Gia Bay (Figure 6-6 (b3)).

Par contre, à Gia Bay, les concentrations de nitrates demeurent plus élevées qu'à Thac Buoi, et elles se sont maintenues plusieurs jours entre 0,5 et 0,6 mg/l.

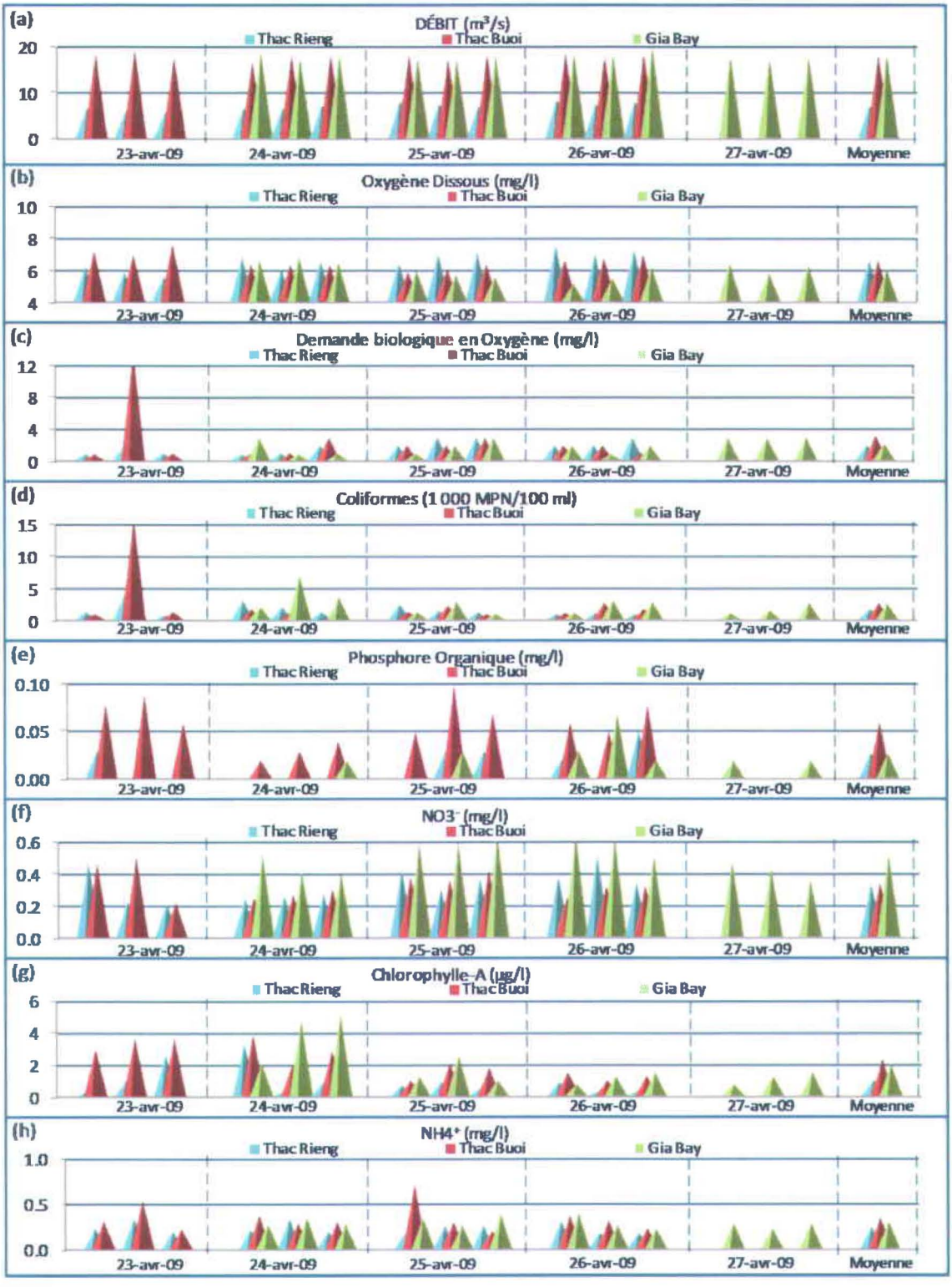


Figure 5-14 **Mesures du 23 au 27 avril 2009 (8h, 12h, 16h) : (a) Débit, (b) Oxygène dissous, (c) DBO_5, (d) Coliformes, (e) Phosphore organique, (f) NO_3, (g) Chlorophylle-A, (h) NH_4.**

5.2.4 Avril 2010

En avril 2010, les débits demeurent faibles, du même ordre de grandeur qu'en janvier et en avril 2009. Ils varient autour de 20 m^3/s, sauf au cours de la première journée où une crue importante de l'ordre de 60 m^3/s à Thac Buoi se répercute le lendemain à Gia Bay avec des valeurs de plus de 40 m^3/s (Figure 5-15 (a)).

À Thac Rieng, les concentrations d'oxygène dissous (b) sont particulièrement élevées entre 7 et 8 mg/l alors qu'elles se maintenaient autour de 6 mg/l en avril 2009. La température est plus fraîche, entre 20°C et 22°C, tandis qu'il faisait plus chaud en avril 2009, entre 26°C et 28°C (Figure 5-1 (a2, b2)).

Mais, il se peut aussi que des hausses de chlorophylle-A (g) à plus de 4 µg/l puissent contribuer significativement à l'oxygénation de la rivière. On retrouve des correspondances similaires en septembre 2008 (Figure 5-12 (b, g)) et inversement quand les concentrations de chlorophylle-A sont plus basses autour de 2 µg/l, les concentrations d'oxygène dissous se maintiennent autour de 6 mg/l (janvier et avril 2009) (Figures 5-13 (b, g) et 5-14 (b, g)).

Le premier jour, les débits de 13 m^3/s à Thac Rieng et de 60 m^3/s à Thac Buoi entraînent un lessivage important avec des concentrations de coliformes extrêmement élevées de 30 000 UFC/100ml, qui se répercutent le lendemain à Thac Buoi avec plus de 15 000 UFC/100ml (Figure 5-15 (d)).

Les concentrations de DBO_5 (c), de phosphore organique (e), de nitrates (f) de chlorophylle-A (g) et d'ammonium (h) atteignent des sommets inégalés pour retomber dès le soir ou le lendemain à leur niveau moyen, sauf les nitrates qui conservent des concentrations élevées qui oscillent entre le double et le triple des valeurs mesurées en avril 2009.

À Gia Bay, les hausses de DBO_5 de la quatrième journée semblent aller de pair avec des concentrations plus élevées d'ammonium (h).

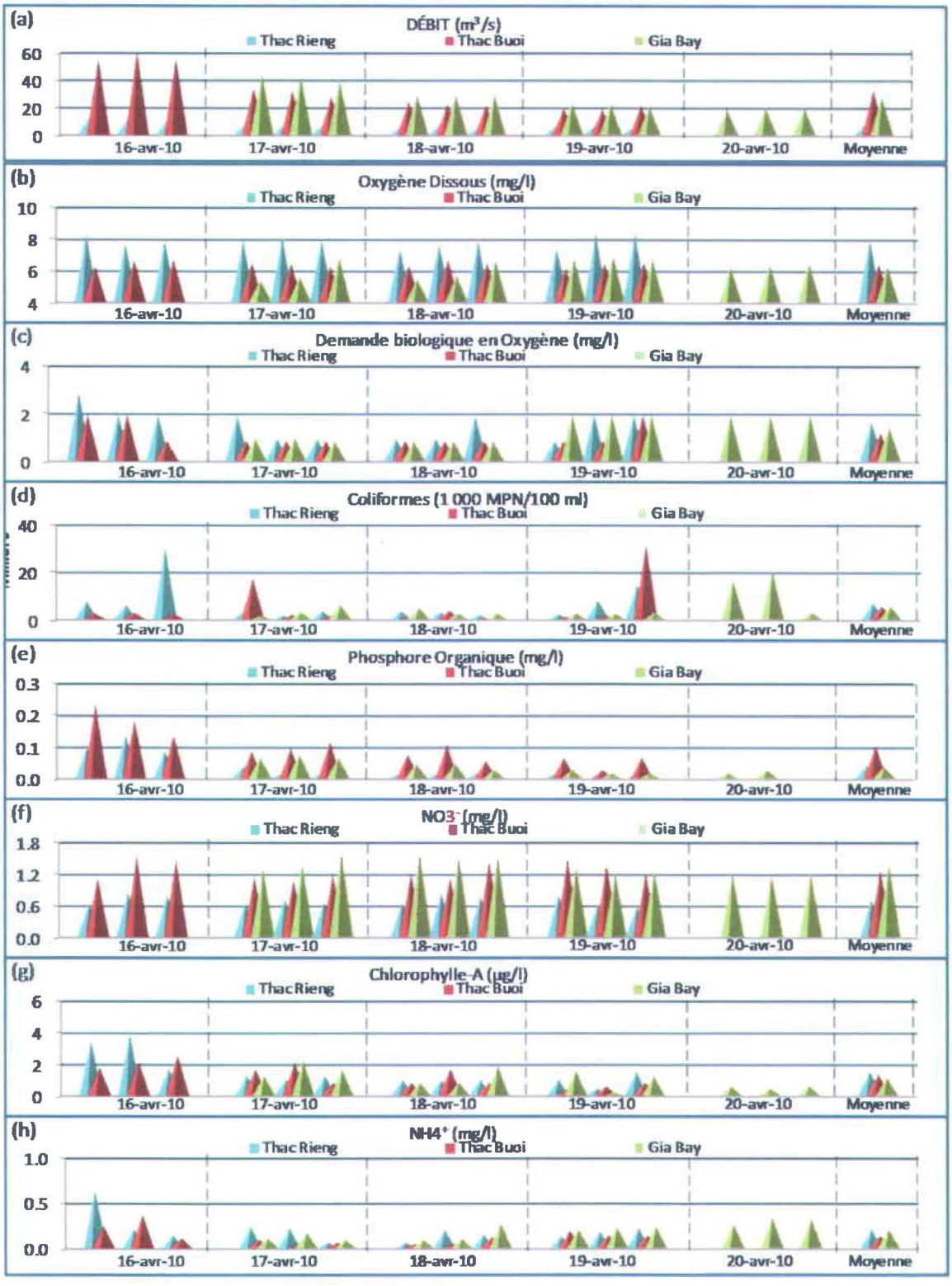


Figure 5-15 **Mesures du 16 au 20 avril 2010 (8h, 12h, 16h) : (a) Débit, (b) Oxygène dissous, (c) DBO_5, (d) Coliformes, (e) Phosphore organique, (f) NO_3, (g) Chlorophylle-A, (h) NH_4.**

5.3 Synthèse

Pour dresser un portrait de la qualité de l'eau de la rivière Cau, nous avons rassemblé l'ensemble des données des quatre campagnes qui ont été collectées durant des périodes de quatre jours sur la rivière Cau et à Than Sa (3 fois/jour), et de cinq jours sur les autres affluents (1 fois/jour) (Figures 5-1, 5-3, 5-6 et 5-8).

La présentation simultanée des résultats pour chaque variable d'état lors des quatre campagnes facilite l'identification des tendances saisonnières après les crues de la saison des pluies jusqu'au retour de la mousson l'année suivante, que ce soit à la fin de l'été, en hiver ou au printemps.

Septembre 2008

En septembre 2008, les débits demeurent élevés après les crues d'été; ils sont de l'ordre de 60 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay. Des montagnes à la plaine, les concentrations moyennes d'oxygène dissous diminuent progressivement de 7,7 à 6,1 mg/l, tandis que les concentrations moyennes de DBO_5 et de coliformes sont deux fois plus élevées à Gia Bay (Tableau 5-2).

À Thac Rieng et à Thac Buoi, les concentrations de chlorophylle-A varient largement entre 2 µg/l et 6 µg/l, avec des pointes qui s'élèvent jusqu'à 11 µg/l (Thac Buoi), tandis qu'elles demeurent relativement constantes à Gia Bay (2 µg/l), hormis deux hausses qui font suite à celle de Thac Buoi, ce qui augmente la moyenne à 3,1 µg/l (Figure 5-6 (a3, b3)).

Tableau 5-2 Concentrations moyennes de quatre variables d'état en septembre 2008

Variables d'état	Thac Rieng - Thac Buoi	Gia Bay
Oxygène dissous	7,7 mg/l - 6,9 mg/l	6,1 mg/l
DBO_5	0,7 mg/l	1,5 mg/l
Coliformes	550 UFC/100ml	925 UFC/100ml
Chlorophylle-A	3,6 µg/l - 4 µg/l	3,1 µg/l

Janvier 2009

En janvier 2009, le débit d'eau est trois fois plus bas, de l'ordre de 20 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay. Que ce soit en amont à Thac Rieng ou en aval à Gia Bay, les concentrations d'oxygène dissous descendent en moyenne autour de 5 mg/l, tandis que les concentrations moyennes d'azote organique et d'ammonium doublent et peuvent s'élever drastiquement jusqu'à 3,7 mg/l pour l'azote organique et 2,7 mg/l pour l'ammonium.

Cela correspond à plus de sept et neuf fois leurs moyennes lors des autres campagnes de mesures, où ces composés d'azote se maintenaient généralement autour de 0,6 mg/l pour l'azote organique et de 0,3 mg/l pour l'ammonium.

Durant cette période, les concentrations d'oxygène dissous à Thac Buoi et à Than Sa, sur la rivière Nghinh Tuong, se maintiennent à des niveaux très élevés avec des moyennes de 9 mg/l (Thac Buoi) et de 13 mg/l (Than Sa).

Ce sont également deux régions où les concentrations moyennes de phosphore organique, dont une partie peut provenir des sédiments en suspension, sont aussi plus élevées qu'aux deux autres stations, 0,4 mg/l (Thac Buoi) et 0,3 mg/l (Than Sa), avec des pointes à 0,7 mg/l (Thac Buoi) et 0,6 mg/l (Than Sa). Dans ces deux régions, les concentrations de phosphore organique sont toujours plus élevées, quelle que soit la saison (Figure 5-3 (a2, a3, b2, b3)).

Avril 2009 et 2010

En avril 2009 et en avril 2010, les débits sont du même ordre qu'en janvier 2009, 20 m^3/s à Thac Buoi et à Gia Bay, mais à Thac Buoi, un afflux de DBO_5 le 23 avril 2009 (14 mg/l) et une crue de printemps le 16 avril 2010 (60 m^3/s) remettent en circulation beaucoup de nutriments.

Le phosphore organique, le phosphore dissous et les nitrates sont abondants, ce qui favorise la croissance du phytoplancton dans les trois régions. Aux trois stations de mesure, les concentrations de chlorophylle-A passent en moyenne de moins de 1 µg/l en janvier 2009 à près de 2 µg/l en avril 2009 et 2010 avec des pointes qui peuvent s'élever à plus de 4 µg/l.

Évolution chronologique

L'évolution chronologique des diverses variables d'état à chaque saison permet de mettre en évidence certaines relations entre ces variables (Figures 5-12, 5-13, 5-14 et 5-15).

La comparaison des moments où apparaissent des hausses subites fait apparaître un certain ordre de succession. Les élévations des concentrations de nitrates et de phosphore organique semblent être favorables au développement du phytoplancton tandis que les hausses d'azote

organique et d'ammonium surviennent après une diminution de l'activité chlorophyllienne des algues.

Par ailleurs, les afflux de DBO_5 vont souvent de pair avec l'augmentation des coliformes, ce qui peut avoir un impact négatif sur les concentrations d'oxygène dissous, en particulier à Gia Bay, qui est moins propice au développement du phytoplancton.

Cependant, les circonstances exceptionnelles qui ont contribué à une augmentation de la chlorophylle-A à plus de 4µg/l le 24 avril 2004 ont pu ainsi favoriser une hausse de l'oxygène dissous à Gia Bay (Figure 5-14 (b, g)).

Bien que l'étude des algues, des bactéries et des espèces benthiques relève davantage du domaine de l'hydrobiologie, leur impact sur les concentrations d'oxygène dissous mériterait une attention toute particulière, surtout dans la région de Thac Buoi qui demeure bien oxygénée, même en janvier 2009 (Figure 5-13 (b)).

Toutefois, le modèle QUAL2E n'établit pas de liens entre toutes ces variables. Les corrections apportées dans QUAL2K confirment la nécessité de recueillir plus de données d'ordre biologique. Néanmoins, il est possible d'ajuster les paramètres en tenant compte de ces aspects selon les régions.

6. RÉSULTATS

Nous aborderons dans cette section les résultats des trois étapes du calage : le calage initial, l'analyse de sensibilité et le calage régional. Nous examinerons par la suite les principes qui ont guidé l'ajustement de chaque paramètre.

Pour faciliter la présentation des données et des analyses, nous avons regroupé l'étude de ces paramètres en quatre cycles :

1) le cycle de l'oxygène : l'oxygène dissous, la DBO_5 et les coliformes;
2) le cycle de la production algale, basé sur la mesure des concentrations de chlorophylle-A;
3) le cycle de l'azote : l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates;
4) le cycle du phosphore : le phosphore organique et le phosphore dissous.

À chaque étape, les résultats ont été évalués à partir des fonctions « objectif » moyennes, autant relative qu'absolue. Comme nous l'avons expliqué précédemment aux sections 3.4 et 4.6, QUAL2E-GIBSI établit pour chaque variable d'état une concentration moyenne journalière. À chaque simulation, nous avons calculé l'écart relatif entre les valeurs simulées et les moyennes journalières des trois stations de mesure, Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay.

Nous l'avons fait pour les trois journées par campagne où nous avions des données complètes (voir en annexe, section 9.5, pour le calendrier des campagnes). Cela nous fait un total de neuf journées de simulation pour le calage des paramètres et de trois journées, en avril 2010, pour la validation.

Pour chaque station, nous avons minimisé les écarts relatifs en nous servant de la moyenne relative des neuf fonctions « objectif » et de leur moyenne en valeur absolue pour évaluer l'amplitude des écarts relatifs autour de la moyenne.

Les neuf écarts relatifs et les moyennes relatives et absolues sont disponibles en annexe, de même que les trois écarts relatifs obtenus en utilisant les paramètres régionalisés lors de la validation en avril 2010 (section 9.6).

6.1 Calage initial

Les paramètres du calage initial ont été définis à partir des valeurs par défaut fournies dans le manuel de QUAL2E (Tableau 3.1) (Brown & Barnwell, 1987). Nous avons ainsi utilisé l'option 3 (O'Connor & Dobbins) pour le taux de réaération (section 3.4.2) et attribué une valeur nulle aux paramètres sédimentaires.

Nous avons appliqué ces paramètres sur l'ensemble des tronçons sans distinction de régions. Les résultats du calage initial sont présentés au Tableau 6-1.

Pour chaque variable, nous avons inscrit la moyenne en valeur absolue des fonctions « objectif » des trois stations pour les trois journées simulées lors des trois campagnes de mesures et nous avons indiqué les valeurs des paramètres qui leur sont associés.

Pour l'ensemble des variables d'état, nous obtenons une fonction « objectif » moyenne de 25 % avec un écart-type de 25 %. Pour les concentrations d'oxygène dissous, de DBO_5 et de la plupart des composés d'azote, les fonctions « objectif » varient autour de 10 %. Par contre, elles sont beaucoup plus élevées pour les cinq autres variables, soit les nitrites (86 %), la chlorophylle-A (49 %), les coliformes (21 %), le phosphore organique (23 %) et le phosphore dissous (19 %).

Les nitrites et les composés du phosphore sont très sensibles puisqu'ils se maintiennent près du seuil de détection (0,01 mg/l), qui est techniquement défini lors de chaque campagne de mesures. Par conséquent, des variations de quelques dixièmes de milligramme par litre ont une portée considérable sur les écarts relatifs. Ainsi, pour une valeur simulée à Gia Bay de 0,46 mg/l par rapport à la moyenne quotidienne de 0,02 mg/l, on obtient une fonction « objectif » de 735 % = (0 % + 13 % + 2202 %) / 3 (Tableau 6-1 : nitrites, 25 avril 2009).

Comme les hausses de chlorophylle-A et de coliformes sont largement dépendantes des facteurs extérieurs, que ce soit d'une crue soudaine ou de l'assèchement d'une rizière, leur très grande variabilité se répercute sur les résultats des simulations. Les courbes s'insèrent donc entre des moyennes journalières très distancées, ce qui accroît l'écart relatif moyen en valeur absolue.

Tableau 6-1 Résultats du calage initial avec les moyennes journalières.

VARIABLES D'ÉTAT	MOYENNES JOURNALIÈRES DES ÉCARTS RELATIFS POUR LES 3 STATIONS: THAC RIENG (I), THAC BUOI (II) ET GIA BAY (III) (%)													PARAMÈTRES DE QUAL2E SIMILAIRES POUR LES 3 RÉGIONS (I, II, III)			
	CALAGE INITIAL									VALIDATION				DÉFINITIONS			VALEURS
	Septembre 2008			Janvier 2009			Avril 2009			Moyenne ±	Avril 2010			Moyenne ±	SYMBOLES		UNITÉS	INITIALES
DATES	18	19	20	14	15	16	24	25	26	Écart-type	17	18	19	Écart-type				
OXYGÈNE DISSOUS (mg/l)	8	7	8	16	27	18	5	6	7	11 ± 7	8	11	7	9 ± 2	K_2	Réaération↑	1/jr	Opt. 3
															K_4	Demande en oxygène des sédiments SOD↓	mgO/m².jr	0
DBO_5 (mg/l)	18	14	41	9	1	8	2	10	3	12 ± 12	7	14	2	7 ± 6	K_3	Déposition de la DBO ↓	1/jr	0
															K_1	Oxydation de la DBO ↓	1/jr	0,02
COLIFORMES (UFC/100ml)	16	37	16	11	7	12	53	15	23	21 ± 15	26	12	60	33 ± 25	K_5	Mortalité des coliformes↓	1/jr	0
CHLOROPHYLLE-A (µg/l)	89	69	17	22	45	15	45	67	73	49 ± 27	55	60	47	54 ± 7	µ	Croissance des algues	1/jr	2,20
															σ_1	Déposition des algues ↓	m/jr	0
															ρ	Respiration des algues	1/jr	0,12
															α_0	% en chlorophylle –A de la biomasse algale	%	10%
AZOTE ORGANIQUE (mg/l)	12	5	4	3	5	6	16	6	13	8 ± 5	8	8	3	6 ± 3	σ_4	Déposition de l'azote organique ↓	1/jr	0
															β_3	N org→NH_4	1/jr	0,02
AMMONIUM N-NH_4 (mg/l)	3	22	10	8	12	3	24	13	16	12 ± 7	11	13	9	11 ± 2	β_1	NH_4→NO_2	1/jr	0
															σ_3	Contribution du benthos en azote ammoniacal NH_4 ↑	mgN/m².jr	0
NITRITES N-NO_2 (mg/l)	2	3	1	0	1	2	18	739	8	86 ± 245	5	4	1	4 ± 2	β_2	NO_2→NO_3	1/jr	0
NITRATES N-NO_3 (mg/l)	4	3	6	9	4	2	6	8	10	6 ± 3	10	12	6	9 ± 3	F	NH_4 / NH_4 + NO_3		0,50
PHOS. ORGANIQUE (mg/l)	24	64	32	6	8	7	21	31	14	23 ± 18	15	27	35	26 ± 10	σ_5	Déposition du phosphore organique ↓	1/jr	0
															β_4	P ORG → P DIS	1/jr	0
PHOS. DISSOUS (mg/l)	25	36	28	4	31	4	22	7	10	19 ± 12	8	7	6	7 ± 1	σ_2	Contribution du benthos en phosphore dissous ↑	mgP/m².jr	0
"OBJECTIF" MOYEN	20	26	16	9	14	8	21	90	18	25 ± 25	15	17	18	17 ± 1				

6.2 Analyse de sensibilité locale

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés au Tableau 6-2. Pour chaque variable d'état, nous avons indiqué les valeurs minimales (-50 %), moyennes et maximales (+50 %) des paramètres analysés et nous avons inscrit le pourcentage de variation des variables d'état simulées pour une variation de 100 % autour de la valeur moyenne de chaque paramètre (section 4.6.2).

Nous avons choisi les valeurs moyennes en nous basant sur les résultats du calage initial et sur les valeurs minimales proposés par QUAL2E pour les paramètres de sédimentation (Tableau 3-1).

Pour évaluer l'impact du paramètre de réaération K_2, nous ne pouvons pas nous référer aux diverses formules de calcul (options 2 à 8), qui ne sont pas ajustables puisqu'elles sont basées sur des données comme la pente du tronçon, la vitesse moyenne ($\bar{u}$), la hauteur d'eau (d), etc. (section 3.4.2).

Nous avons donc utilisé l'option 1, où les valeurs sont introduites directement par l'utilisateur. Après avoir fait quelques essais pour évaluer l'impact de diverses valeurs de K_2 sur les concentrations d'oxygène dissous, il est apparu que des valeurs de l'ordre de 2/jour suffisaient pour se maintenir au niveau des concentrations mesurées sur la rivière Cau.

Quant à la présentation des résultats de l'analyse de sensibilité, les paramètres ont été classés par ordre d'importance selon la variation relative des variables d'état simulées, ce qui explique la répétition de certains paramètres qui apparaissent dans plus d'une équation, quand ils gèrent les processus de transformation entre deux composés, l'un diminuant quand l'autre augmente. Les variations peuvent donc être positives ou négatives selon le sens du changement.

Les cinq paramètres les plus influents selon les résultats de l'analyse de sensibilité, qui seront ajustés en premier lors du calage régional, sont :

1) pour les nitrites : β_1 (68,2%) et β_2 (-25,1%);
2) pour la chlorophylle-A : μ (40,1%) et σ_1 (-36,6%);
3) pour l'ammonium : β_1 (-13,3%);
4) pour la DBO_5 : K_3 (-10,3%).

Tableau 6-2 Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres.

VARIABLES D'ÉTAT	PARAMÈTRES DE QUAL2E			PARAMÈTRES VARIANT DE ± 50% AUTOUR D'UNE VALEUR MOYENNE			ANALYSE DE SENSIBILITÉ
	DÉFINITIONS SYMBOLES		UNITÉS	VALEUR MINIMALE	VALEUR MOYENNE	VALEUR MAXIMALE	VARIATION DES VARIABLES D'ÉTAT
OXYGÈNE DISSOUS (mg/l)	K_2	Réaération↑	1/jr	1	2	3	8,5 %
	K_4	Demande en oxygène des sédiments SOD↓	mgO/m².jr	1	2	3	-3,4 %
DBO_5 (mg/l)	K_3	Déposition de la DBO ↓	1/jr	0,1	0,2	0,3	-10,3 %
	K_1	Oxydation de la DBO ↓	1/jr	0,02	0,04	0,06	-2,3 %
COLIFORMES (UFC/100ml)	K_5	Mortalité des coliformes↓	1/jr	0,05	0,10	0,15	-5,8 %
CHLOROPHYLLE-A (µg/l)	µ	Croissance des algues	1/jr	1,1	2,2	3,3	40,1 %
	σ_1	Déposition des algues ↓	m/jr	1	2	3	-36,6 %
	ρ	Respiration des algues	1/jr	0,06	0,12	0,18	-7,6 %
	α_0	% en chlorophylle –A de la biomasse algale	%	5%	10%	15%	0,8 %
AZOTE ORGANIQUE (mg/l)	σ_4	Déposition de l'azote organique ↓	1/jr	0,025	0,050	0,075	-2,6 %
	β_3	N org→NH_4	1/jr	0,02	0,04	0,06	-2,3 %
AMMONIUM N-NH_4 (mg/l)	β_3	N org→NH_4	1/jr	0,1	0,2	0,3	-13,3 %
	β_1	NH_4→NO_2	1/jr	0,02	0,04	0,06	3.3 %
	σ_3	Contribution du benthos en azote ammoniacal NH_4 ↑	mgN/m².jr	0,025	0,050	0,075	0,01 %
NITRITES N-NO_2 (mg/l)	β_1	NH_4→NO_2	1/jr	0,1	0,2	0,3	68,2 %
	β_2	NO_2→NO_3	1/jr	0,2	0,4	0,6	-25,1 %
NITRATES N-NO_3 (mg/l)	β_2	NO_2→NO_3	1/jr	0,2	0,4	0,6	1,0 %
	F	NH_4 / NH_4 + NO_3		0,25	0,50	0,75	1,0 %
PHOS. ORGANIQUE (mg/l)	σ_5	Déposition du phosphore organique ↓	1/jr	0,025	0,050	0,075	-2,7 %
	β_4	P ORG → P DIS	1/jr	0,01	0,02	0,03	-1,2 %
PHOS. DISSOUS (mg/l)	β_4	P ORG → P DIS	1/jr	0,01	0,02	0,03	2,8 %
	σ_2	Contribution du benthos en phosphore dissous ↑	mgP/m².jr	0,025	0,050	0,075	1,1 %

6.3 Calage régional et validation

Les résultats du calage régional sont présentés au Tableau 6-3. Pour chaque variable, nous avons inscrit les fonctions « objectif » moyennes en valeur absolue des trois stations pour les trois journées simulées lors des trois campagnes de mesures; nous y avons ajouté les résultats de la validation pour les trois journées simulées durant la quatrième campagne et nous avons indiqué les valeurs des paramètres régionalisés qui leur sont associés.

Comme nous l'avons indiqué ci-haut (section 6.1), le calage initial sert de référence pour évaluer le transport, la dilution et quelques échanges biochimiques en rivière sans faire appel aux paramètres de sédimentation. Nous avons déjà introduit des valeurs régionalisées pour les conditions initiales et les apports diffus et ponctuels. Il reste à compléter avec des paramètres qui pourront représenter les caractéristiques régionales, tout en intégrant les modalités de déposition ou de contribution des sédiments.

En nous servant de l'analyse de sensibilité comme référence, l'ajustement des paramètres biochimiques et des paramètres de sédimentation s'est fait en tenant compte du degré d'influence de chaque paramètre et des caractéristiques de chaque région.

Comme les rivières dévalent les montagnes en transportant les sédiments en suspension sans pour autant favoriser leur déposition, tous les paramètres concernant les échanges avec les dépôts sédimentaires sont maintenus à zéro dans la portion amont de la rivière.

Par contre, dès que l'on rejoint les vallées, les dépôts sédimentaires sont abondants et les vallées sont propices à l'agriculture. Les sédiments en suspension transportent le phosphore organique et les apports de nutriments proviennent tout autant des sols en production agricole que du ruissellement sur les régions environnantes. Les paramètres dans la partie médiane reflèteront donc l'accroissement des interrelations avec les dépôts sédimentaires.

Dès que l'on rejoint la plaine, les dépôts sont plus importants et l'intensification des activités industrielles et municipales exerce beaucoup de pression sur les capacités d'autoépuration de la rivière, ce qui pourra se refléter par des valeurs importantes pour plusieurs paramètres de sédimentation.

Tous les paramètres ont été ajustés pour minimiser progressivement le pourcentage d'écart entre les valeurs simulées et les neuf moyennes quotidiennes des trois premières campagnes.

Tableau 6-3 Résultats du calage régional et de la validation avec les moyennes journalières

VARIABLES D'ÉTAT	MOYENNES JOURNALIÈRES DES ÉCARTS RELATIFS POUR LES 3 STATIONS: THAC RIENG (I), THAC BUOI (II) ET GIA BAY (III) (%)													PARAMÈTRES DE QUAL2E			PARAMÈTRES RÉGIONALISÉS		
	CALAGE RÉGIONAL										VALIDATION								
	Septembre 2008			Janvier 2009			Avril 2009			Moyenne ±	Avril 2010			Moyenne ±	DÉFINITIONS			I	II	III
															SYMBOLES		UNITÉS	MONTS	VALLÉES	PLAINE
DATES	18	19	20	14	15	16	24	25	26	Écart-type	17	18	19	Écart-type						
OXYGÈNE DISSOUS (mg/l)	2	2	1	7	18	10	8	9	5	7 ± 5	6	10	12	9 ± 2	K_2	Réaération↑	1/jr	Opt. 2	Opt. 2	Opt. 2
															K_4	Demande en oxygène des sédiments SOD↓	mgO/m².jr	0,5	1,0	6,0
DBO_5 (mg/l)	21	10	30	7	7	16	10	16	6	14 ± 8	16	13	10	13 ± 2	K_3	Déposition de la DBO ↓	1/jr	-0,025	0,25	-0.25
															K_1	Oxydation de la DBO ↓	1/jr	0,20	0,20	0,20
COLIFORMES (UFC/100ml)	13	42	13	9	5	11	48	19	26	21 ± 14	34	8	75	39 ± 27	K_5	Mortalité des coliformes↓	1/jr	0,00	0,05	-0,20
CHLOROPHYLLE-A (µg/l)	41	25	11	6	17	8	10	6	7	15 ± 11	7	6	14	9 ± 4	µ	Croissance des algues	1/jr	1,20	1,20	1,20
															σ_1	Déposition des algues ↓	m/jr	0,60	0,90	1,20
															ρ	Respiration des algues	1/jr	0,12	0,12	0,12
															α_0	% en chlorophylle –A de la biomasse algale	%	10%	10%	10%
AZOTE ORGANIQUE (mg/l)	13	4	5	1	6	7	14	5	11	7 ± 4	6	7	4	6 ± 1	σ_4	Déposition de l'azote organique ↓	1/jr	0,001	0,001	0,10
															β_3	N org→NH_4	1/jr	0,02	0,02	0,00
AMMONIUM N-NH_4 (mg/l)	2	19	12	7	13	3	21	11	14	11 ± 6	14	15	11	13 ± 2	β_1	NH_4→NO_2	1/jr	0,00	0,00	0,06
															σ_3	Contribution du benthos en azote ammoniacal NH_4 ↑	mgN/m².jr	-0,10	-0,50	-1,00
NITRITES N-NO_2 (mg/l)	1	0	0	16	2	2	22	189	9	27 ± 58	19	17	10	16 ± 4	β_2	NO_2→NO_3	1/jr	0,00	0,00	2,00
NITRATES N-NO_3 (mg/l)	1	1	6	7	3	5	4	12	8	5 ± 3	9	12	6	9 ± 2	F	NH_4 / NH_4 + NO_3		0,50	0,50	0,50
PHOS. ORGANIQUE (mg/l)	5	30	10	10	9	9	1	4	6	9 ± 8	10	11	8	10 ± 1	σ_5	Déposition du phosphore organique ↓	1/jr	0,00	-0,05	1,00
															β_4	P ORG → P DIS	1/jr	0,01	0,02	0,00
PHOS. DISSOUS (mg/l)	7	4	7	6	29	4	20	4	8	10 ± 8	5	5	5	5 ± 0	σ_2	Contribution du benthos en phosphore dissous ↑	mgP/m².jr	0,00	2,00	-2,00
"OBJECTIF" MOYEN	11	14	10	8	11	7	16	27	10	13 ± 6	13	10	15	13 ± 2						

Pour la plupart des variables d'état, nous avons au minimum deux paramètres à ajuster en même temps, quand ce n'est pas trois (NH_4) ou quatre (Chlorophylle-A). Cela peut s'effectuer horizontalement par transformation d'un composé en un autre et verticalement quand certains composés se déposent au fond de la rivière ou que d'autres en proviennent naturellement ou à la suite d'un brassage des sédiments. En l'absence de mesures précises sur le terrain, toute variation d'un paramètre peut donc être contrebalancée par un autre.

C'est pourquoi nous avons opté pour des paramètres relativement uniformes pour représenter la dynamique interne des échanges biochimiques; les paramètres les plus influents β_1, μ, σ_1, β_2, K_3, K_2 ont été ajustés en premier tandis que ρ, α_0, K_1, F conservent la même valeur. Puis, nous avons procédé à l'ajustement des paramètres régionalisés pour décrire les caractéristiques de chaque milieu sédimentaire, K_4, K_5, β_3, β_4, σ_2, σ_3, σ_4, σ_5.

Finalement, pour l'ensemble des variables d'état, nous obtenons pour le calage régional une fonction « objectif » moyenne de 13 % avec un écart-type de 6 %, et pour la validation une fonction « objectif » moyenne de 13 % avec un écart-type de 2 %.

Seules les fonctions « objectif » des coliformes et de la DBO_5 ne s'améliorent pas du fait de la variabilité importante des moyennes journalières à chaque station (Figures 5.12 à 5.15, (c) DBO_5 et (d) coliformes). Quel que soit le choix des paramètres, les écarts relatifs en valeur absolue demeurent au même niveau. En effet, lorsque les simulations se rapprochent des valeurs plus basses, elles s'éloignent d'autant des valeurs plus élevées.

6.4 Analyse des paramètres

Nous avons déjà illustré à la Figure 3-1 les interrelations entre les variables d'état et fourni les équations pour chaque variable d'état (section 3.4.2). Comme ces interrelations sont régies par un ensemble de paramètres qu'il nous faut ajuster pour nous rapprocher des moyennes journalières, nous nous sommes basés sur la méthode de la fonction « objectif », sur l'analyse de sensibilité et sur l'analyse des données pour dégager des caractéristiques régionales.

Nous reprendrons donc ici chaque paramètre individuellement en explicitant le choix des valeurs régionalisées pour les trois portions de la rivière Cau, qui sont représentées par les stations de mesures de Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay.

Nous aborderons tour à tour le cycle de l'oxygène, le cycle de la production algale, le cycle de l'azote et le cycle du phosphore. Pour chaque variable d'état, nous illustrerons au moyen de

graphiques les résultats de simulation du calage initial et du calage régional, de la Figure 6-1 à la Figure 6-5. Nous avons choisi de représenter la deuxième journée de simulation de chaque campagne, puisque ce sont pour ces journées que les différences de résultats entre le calage initial (Tableau 6-1) et le calage régional (Tableau 6-3) sont les plus manifestes, tel que résumé au Tableau 6-4.

Tableau 6-4 Fonction « objectif » moyenne de la 2e journée de simulation.

Dates	*Fonction « objectif » moyenne*	
	calage initial	**calage régional**
18 septembre 2008	26 %	14 %
16 janvier 2009	14 %	11 %
26 avril 2009	90 %	27 %

6.4.1 Cycle de l'oxygène

Nous aborderons successivement les paramètres qui contrôlent les concentrations d'oxygène dissous (K_2 et K_4), les concentrations de DBO_5 (K_1 et K_3) et les concentrations de coliformes (K_5). Même si QUAL2E n'établit pas de liens entre les concentrations de coliformes et les concentrations d'oxygène dissous, nous avons vu au dernier chapitre comment les pointes de coliformes surviennent en même temps que les pointes de DBO_5. Nous verrons comment nous en tiendrons compte dans l'ajustement des paramètres. Les valeurs obtenues pour les différents paramètres de calage reliés à l'oxygène dissous, à la DBO_5 et aux coliformes sont résumées au Tableau 6-5.

Tableau 6-5 Paramètres régionalisés : Oxygène dissous, DBO_5, coliformes.

		Réaération↑	*SOD* ↓ *Séd*	*DBO₅* ↓	*DBO₅* ↓ *Séd*	*Coliformes*↓
Régions	Paramètres	K_2	K_4	K_1	K_3	K_5
(I)	Thac Rieng	Option 2	0,5 mg-O/m^2.jr	0,2/jour	-0,025/jour	0,00/jour
(II)	Thac Buoi	Option 2	1,0 mg-O/m^2.jr	0,2/jour	0,250/jour	0,05/jour
(III)	Gia Bay	Option 2	6,0 mg-O/m^2.jr	0,2/jour	-0.250/jour	-0,20/jour

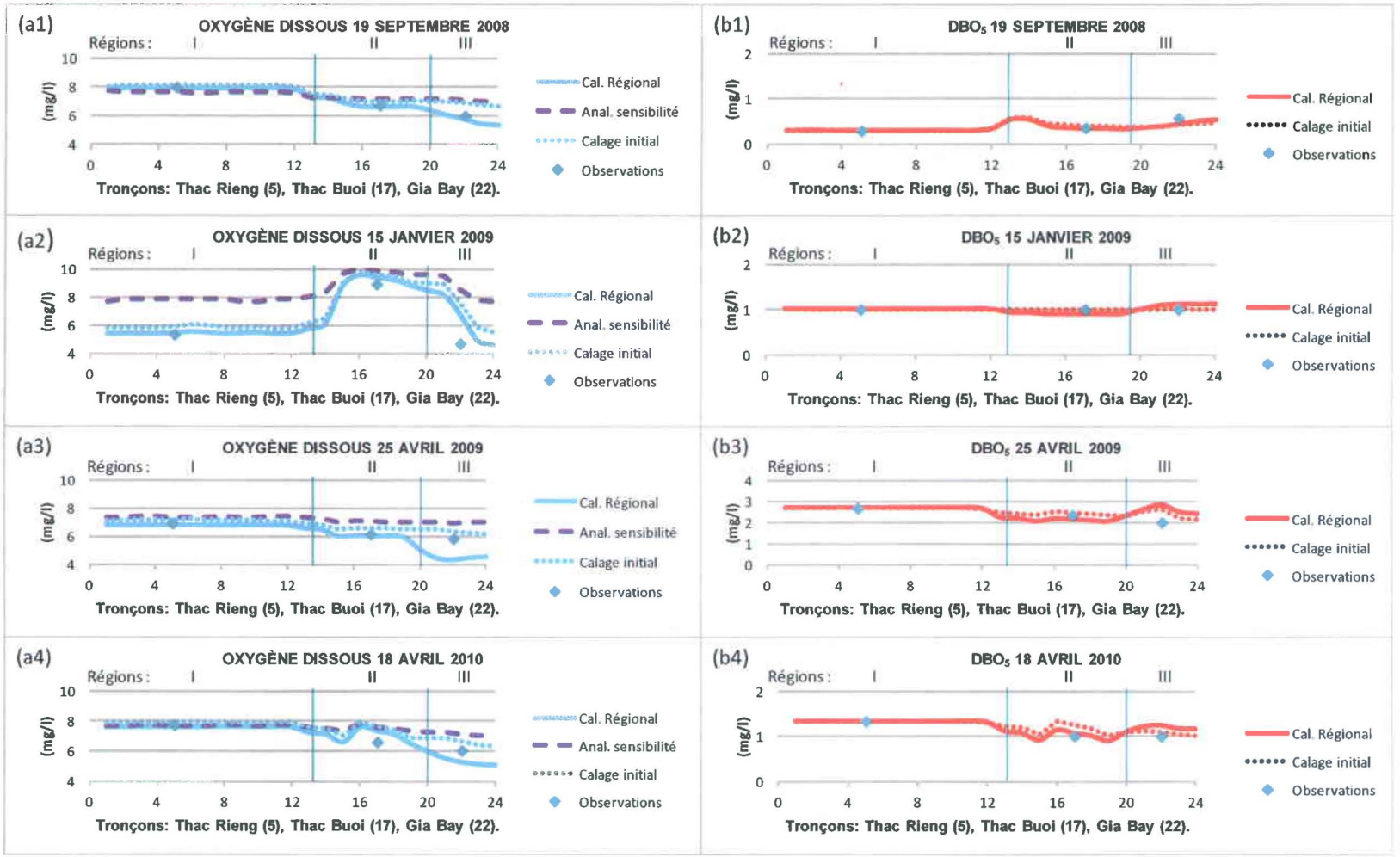


Figure 6-1 **Résultats de simulation pour l'oxygène dissous (a) et la DBO5 (b); (1) 19 septembre 2008, (2) 15 janvier 2009, (3) 25 avril 2009, (4) 18 avril 2010.**

6.4.1.1 Taux de réaération K_2

Lors de l'analyse de sensibilité du paramètre K_2, nous avons utilisé l'option 1 qui permet de faire une comparaison entre plusieurs valeurs introduites directement. Nous avons utilisé comme valeur moyenne K_2 = 2/jour avec des valeurs minimale et maximale de 1/jour et de 3/jour, (Tableau 6-2).

Bien que la courbe de simulation avec K_2 = 2/jour puisse représenter assez bien les concentrations d'oxygène dissous en septembre 2008, en avril 2009 et en avril 2010 (Figure 6.1 (a1-a3-a4); analyse de sensibilité), elle ne reflète pas le comportement des moyennes journalières de janvier 2009, où on retrouve des valeurs particulièrement élevées à Thac Buoi (~9 mg/l), à l'opposé de Thac Rieng et de Gia Bay où les valeurs sont très basses (5-6 mg/l) (Figure 6.1 (a2); analyse de sensibilité).

Quel que soit l'ajustement de K_2, les courbes simulées ne s'approchent pas plus des valeurs observées. Toutefois, les autres options de réaération de QUAL2E donnent des résultats satisfaisants, quelle que soit la saison.

Ces équations de réaération (à l'exception de l'option 7) calculent le taux de réaération à partir de la vitesse d'écoulement et de la hauteur d'eau. Comme les simulations avec chacune de ces options fournissent des résultats très proches les uns des autres, il fallait trouver des critères qui puissent justifier notre choix.

On constate en premier lieu que les concentrations d'oxygène dissous s'abaissent légèrement suivant la progression suivante : les options 3, 4, 6, 5, 2 et 8 (section 3.4.2).

L'option 3, l'équation d'O'Connor et Dobbins (1958), est celle qui est proposée par défaut dans QUAL2E (Figure 6-1 (a2); calage initial). Cette équation s'exprime ainsi :

$$K_2 = 12{,}96\frac{u^{0,5}}{d^{1,5}} \qquad (6\text{-}1)$$

avec :

K_2 : Taux de réaération (1/jour);

u : Vitesse de l'eau (pi/s);

d : Hauteur de l'eau (pi).

Cependant, une analyse plus fine des résultats en janvier montre que l'option 2, l'équation de Churchill, Elmore et Buckingham (1962), donne de meilleurs résultats. Cette équation prend la forme suivante:

$$K_2 = 11{,}57 \frac{u^{0{,}969}}{d^{1{,}673}} \qquad (6\text{-}2)$$

avec :

K_2 : Taux de réaération (1/jour);

u : Vitesse de l'eau (pi/s);

d : Hauteur de l'eau (pi).

L'option 2 permet d'obtenir des valeurs qui se rapprochent des valeurs très basses à Thac Rieng tout en restant à un niveau élevé à Thac Buoi (Figure 6-1 (a2); calage régional). Comme cet écart est en soi représentatif des caractéristiques spécifiques du faible niveau d'eau en janvier, l'utilisation de l'équation de Churchill nous semble un choix judicieux d'autant plus qu'elle permet de minimiser les ajustements pour la demande en oxygène des sédiments (K_4).

6.4.1.2 Taux de la demande en oxygène des sédiments K_4

Dans l'ensemble, comme on peut le constater à la Figure 6-1, les concentrations d'oxygène dissous diminuent régulièrement d'amont en aval, de la montagne à la plaine, bien qu'en janvier elles soient particulièrement élevées à Thac Buoi.

Quoiqu'il en soit, les valeurs simulées ne varient pas seulement en fonction du taux de réaération, mais aussi en fonction de plusieurs autres paramètres de QUAL2E qui ont un impact direct sur les concentrations simulées de l'oxygène dissous (Figure 3-1).

Cependant, les contributions de ces divers paramètres demeurent pour la plupart minimes puisque les concentrations de DBO_5, de chlorophylle-A, de nitrites et de nitrates ne sont pas très élevées. Il reste donc à ajuster le paramètre K_4 qui peut représenter le dynamisme propre à l'activité bactérienne au sein des sédiments.

Par ailleurs, les concentrations de coliformes peuvent aussi réduire les concentrations d'oxygène dissous. Toutefois, QUAL2E n'établit pas de lien entre ces deux variables d'état. C'est en ce sens que le paramètre K_4 pourrait être autant représentatif de la demande en oxygène des coliformes que des diverses autres espèces évoluant au sein des sédiments.

Comme chaque saison possède son propre dynamisme, et qu'il n'y a pas eu d'évaluation directe de l'impact des sédiments sur les concentrations d'oxygène dissous, nous ne pouvons que

suggérer des valeurs qui minimisent l'ensemble des écarts entre les valeurs simulées et observées pour les trois campagnes.

Comme une variation de 100 % de K_4 autour de 2 mg-O/m^2-jr a moins d'influence (~-3 %) (Tableau 6-2) sur le calcul des concentrations d'oxygène dissous comparativement à l'impact des équations de réaération des options 2 et 3, qui s'ajustent à chaque tronçon en fonction de la vitesse et de la hauteur d'eau, il n'est pas nécessaire d'être très précis pour le calage de ce paramètre.

C'est ainsi que nous obtenons de bons résultats avec 0,5 mg-O/m^2-jr à Thac Rieng, 1,0 mg-O/m^2-jr à Thac Buoi et 6,0 mg-O/m^2-jr à Gia Bay. Ce dernier est beaucoup plus élevé pour rendre compte de la consommation d'oxygène des coliformes en régions urbaines (Figure 6-1 (a1 à a4)).

Néanmoins, la grande variabilité des concentrations d'oxygène dissous à Gia Bay, qui semble aller de pair avec la variabilité des concentrations de DBO_5 et des coliformes, ne facilite pas l'ajustement du paramètre K_4. Nous avons minimisé la moyenne des fonctions « objectif » de K_4 pour les neuf moyennes journalières à Gia Bay, mais les variations sont très importantes dans un sens ou dans l'autre (Tableau 9-3). Dans GIBSI, l'évaluation des rejets ponctuels et diffus pourra être plus précise, ce qui pourra rapprocher les courbes de simulation des valeurs observées.

6.4.1.3 Taux d'oxydation de la DBO_5 carbonée K_1

Pour les concentrations de DBO_5, nous avons préféré utiliser une valeur minimale pour le taux d'oxydation de la DBO_5 (K_1 = 0,2/jour) et l'appliquer sur l'ensemble de la rivière puisque l'analyse de sensibilité a révélé qu'une variation de 100 % de K_1 n'a que peu d'impact sur les concentrations de DBO_5 (~-2 %) comparativement à une variation de 100 % de K_3 qui a un impact beaucoup plus significatif (~-10 %) (Tableau 6-2).

Nous préférons donc nous en tenir à une valeur minimale qui pourrait être corrigée ultérieurement si on faisait une étude approfondie des paramètres de nature biochimique qui n'ont pas été évalués directement dans le cadre de cette recherche.

Toutefois, la très grande variabilité de la DBO_5 d'une journée à l'autre ne facilite pas le calage du paramètre K_1 (voir en annexe, Tableau 9-3), en particulier à Gia Bay où les valeurs moyennes peuvent passer du tiers au triple des valeurs moyennes à Thac Rieng (section 5.2).

6.4.1.4 Taux de déposition de la DBO_5 carbonée K_3

Comme le taux de déposition K_3 peut être positif ou négatif, il peut représenter une déposition de la DBO_5 ou une remise en suspension lors des crues. Nous l'avons ajusté en supposant un afflux régulier de sédiments en suspension à Thac Rieng (-0,025/jour), un taux élevé de déposition à Thac Buoi (0,25/jour) et une remise en suspension à Gia Bay, vu l'importance des dépôts sédimentaires dans les zones urbaines (-0,25/jour) (Figure 6-1 (b1 à b4)).

6.4.1.5 Taux de mortalité des coliformes K_5

Comme les afflux sont épisodiques autant pour la DBO_5 que pour les coliformes, il y a de très grandes variations entre chaque journée et même sur une période rapprochée d'une demi-journée (Figures 5-12, 5-13, 5-14 et 5-15).

Comme nous avons ajusté les taux de déposition de la DBO_5 (K_3) et les taux de mortalité des coliformes (K_5) en minimisant la fonction « objectif », le fait de choisir une journée sur trois par campagne pour illustrer l'application du taux régionalisé n'est pas toujours propice pour représenter l'impact réel des paramètres régionalisés sur l'ensemble de la simulation, étant donné l'importance des tendances dans l'autre sens en d'autres temps (voir l'ensemble des résultats en annexe, Tableau 9-4).

Néanmoins, en septembre 2008 et en janvier 2009, les concentrations de coliformes demeurent faibles comparativement aux valeurs mesurées en avril 2009 et en avril 2010. Il peut donc y avoir une composante saisonnière qui va de pair avec les crues printanières, (Figure 6-2 (a1 à a4)). Cependant, comme les taux ne sont pas ajustables d'une période à l'autre, on pourra simuler avec plus de précision dans GIBSI les apports de coliformes à partir des données météorologiques (précipitations, érosion des sols).

Ainsi à Thac Rieng, les concentrations moyennes des coliformes demeurent relativement stables d'une journée à l'autre. Les hausses correspondent probablement au lessivage des sols lors des précipitations régulières et des crues printanières. Comme les coliformes peuvent transiter rapidement d'un lieu à l'autre, les concentrations mesurées s'élèvent et chutent rapidement, mais le calcul du transport peut être suffisant pour représenter les concentrations de coliformes sans avoir à y ajouter un taux de mortalité, d'où $K_5 = 0$/jour.

Figure 6-2 **Résultats de simulation pour les coliformes (a) et la chlorophylle-A (b); (1) 19 septembre 2008, (2) 15 janvier 2009, (3) 25 avril 2009, (4) 18 avril 2010.**

Par contre, à Cho Moi (tronçon 13) et à Than Sa (tronçon 15), les apports en coliformes sont souvent très élevés, probablement parce qu'il y a peu d'usines de traitement d'eaux usées dans les régions en amont de Thai Nguyen. Toutefois, les concentrations de coliformes semblent se résorber graduellement en direction de Thac Buoi (Figures 6-2 et 6-3).

C'est en ce sens que le taux de mortalité de 0,05/jour peut souligner les capacités d'autoépuration du milieu agricole tandis qu'à Gia Bay, les afflux massifs de coliformes provenant entre autres de la rivière Du (Giang Tien) et des rejets municipaux (Mo Bach) dépassent souvent les capacités d'autoépuration du milieu; d'où un taux négatif de -0,2/jour en milieu urbain, qui minimise la moyenne des neuf écarts relatifs même si les concentrations de coliformes semblent plus basses lors des journées choisies.

L'élévation des courbes aux tronçons 13, 16 et 20 (Figure 6-2) reflète l'importance des apports des affluents à Cho Moi, Than Sa et Giang Tien (Figure 6-3). Avec des valeurs aussi élevées, l'impact du taux de mortalité régionalisé est moins apparent, proportionnellement parlant.

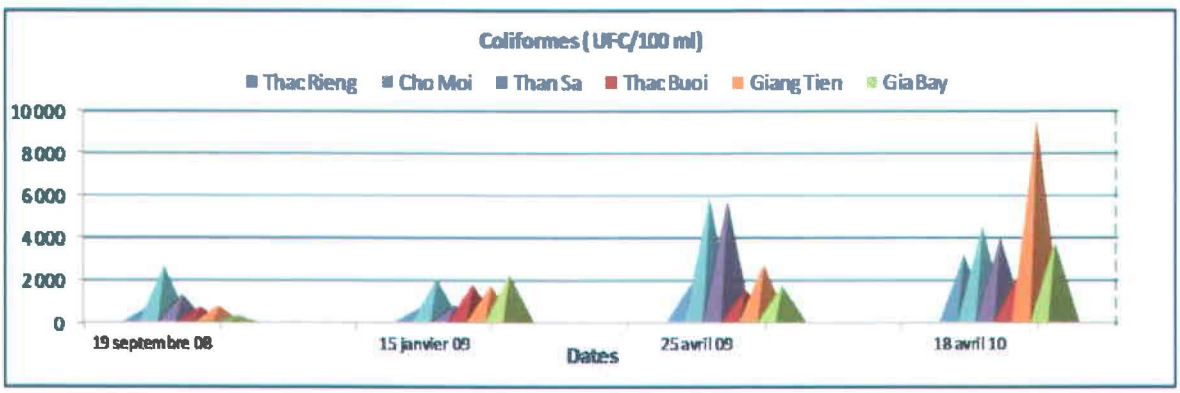


Figure 6-3 **Mesures de coliformes le long de la rivière Cau et aux affluents importants, le 19 septembre 2008, le 15 janvier 2009, le 25 avril 2009 et le 18 avril 2010.**

6.4.2 Cycle de la production algale

Nous aborderons successivement dans cette section les paramètres qui contrôlent les concentrations de chlorophylle-A, soit α_0, μ, ρ, σ_1 et F. Les valeurs obtenues lors du calage régional pour les différents paramètres reliés à la chlorophylle-A sont résumées au Tableau 6-6.

Tableau 6-6 Paramètres régionalisés : Chlorophylle-A.

		% Chl-A	*Croissance*	*Respiration*	*Alg ↓*	*NH4 / NH4 + NO3*
Régions	Paramètres	α_0	μ	ρ	σ_1	F
(I)	Thac Rieng	10%	1,2/jour	0,12/jour	0,6 m/jour	0,5
(II)	Thac Buoi	10%	1,2/jour	0,12/jour	0,9 m/jour	0,5
(III)	Gia Bay	10%	1,2/jour	0,12/jour	1,2 m/jour	0,5

6.4.2.1 Pourcentage en chlorophylle-A de la biomasse algale α_0

La proportion de chlorophylle-A présente dans les algues détermine la quantité d'oxygène produite par celles-ci. Comme cela varie selon les espèces de phytoplancton et que cela peut dépendre aussi des conditions environnementales, il nous faudrait plus de précision sur les espèces présentes pour pouvoir déterminer sur des bases physiques la valeur du paramètre α_0.

En 2005, on a fait un décompte qualitatif (VAST, 2005) des diverses espèces de phytoplancton, de zooplancton et de la faune aquatique en plusieurs lieux de la rivière Cau et de ses affluents (voir en annexe, section 9.3). Toutefois, on n'a pas mesuré les concentrations de chlorophylle-A ni recensé l'importance statistique des diverses espèces.

Il n'est donc pas possible de savoir si ces espèces sont toujours présentes et dans quelles proportions elles contiennent de la chlorophylle-A. Comme les concentrations de chlorophylle-A sont relativement basses, cela a peu d'impact sur les résultats de la simulation puisque des valeurs de 5 et 15 % pour le paramètre α_0 affectent peu la production d'oxygène (Tableau 6-2 : α_0 = 0,8%). Nous nous en tenons donc à la valeur moyenne de 10 % pour toutes les espèces (valeur par défaut de QUAL2E).

6.4.2.2 Taux de croissance des algues μ

Dans l'ensemble, tel qu'illustré à la Figure 6-2 (b1 à b4), les concentrations de chlorophylle-A se maintiennent sous la barre des 10 µg/l avec des variations quotidiennes qui peuvent être très significatives selon l'heure de la journée, la durée de l'ensoleillement, la température ou l'apport de nutriments (section 5.2).

Dans QUAL2E, le taux de croissance des algues est déterminé *a priori* pour l'ensemble des tronçons. Il n'est pas possible d'ajuster le taux de croissance μ selon les régions ni pour des

tronçons qui pourraient être plus productifs. Nous ne pouvons pas non plus abaisser ce paramètre pour des tronçons stériles à la suite de des contaminations locales de plomb et de mercure, comme cela pourrait être le cas à Than Sa sur la rivière Nghinh Tuong (voir en annexe, section 9.4).

Toutefois, lors du calage initial, la valeur par défaut de QUAL2E pour le taux de croissance μ (2,2/jour) semblait un peu trop élevée pour la rivière Cau et nous l'avons abaissée à 1,1/jour lors du calage régional.

Comme l'indique bien l'analyse de sensibilité, le taux de croissance μ a un impact très significatif sur la simulation avec une augmentation de 40,1 % de la concentration simulée en chlorophylle-A pour une variation de 100 % autour de la valeur moyenne de 2,2/jour. En abaissant μ à 1,1/jour, nous obtenons une baisse générale de 20 % de la concentration en chlorophylle-A, ce qui se reflète directement sur les courbes simulées.

Dans les régions tropicales, l'ensoleillement intense peut effectivement être préjudiciable au développement de plusieurs espèces de phytoplancton, qui se réfugient normalement en profondeur au plus fort de l'ensoleillement vers midi pour remonter à la surface vers la fin de la journée.

6.4.2.3 Taux de respiration des algues ρ

Le taux de respiration des algues ρ est également défini *a priori* pour l'ensemble des tronçons. Comme nous n'avions pas d'indication particulière à ce propos, nous l'avons maintenu à 0,12/jour en tant que valeur proposée par défaut par QUAL2E pour une température de référence de 20°C (section 3.4.3). Sensible aux variations de température, le taux de respiration ρ est assorti d'un paramètre θ de 1,047 (valeur par défaut de QUAL2E).

Ces valeurs de ρ et de θ pourraient être ajustées éventuellement si des études en milieu tropical ou plus précisément le long de la rivière Cau évaluaient les taux de respiration des espèces présentes et établissaient leurs courbes de sensibilité aux variations de température. Toutefois, la portée de ces ajustements dépendrait de l'abondance des populations d'algues.

Dans le cadre de cette étude, les données manquent pour apprécier à leur juste valeur la part du phytoplancton dans la production d'oxygène et des composés organiques. En effet, le taux de respiration des algues est aussi un indicateur des apports dans l'environnement de l'azote organique et du phosphore organique, que ce soit directement, suivant les processus

physicochimiques qui découlent du métabolisme algal, ou indirectement, en fonction du taux de mortalité, qui n'est pas distingué ici du taux de respiration, comparativement à ce qui se fait dans d'autres modèles de simulation.

Par la suite, leur minéralisation se fera par le concours des bactéries (Figure 3-4). Nous nous en tiendrons donc aux valeurs suggérées par défaut dans QUAL2E (Tableau 3-1).

6.4.2.4 Taux de déposition des algues σ1

Après avoir ajusté à la baisse le taux de croissance μ à 1,1/jour, nous avons fait varier le taux de déposition des algues σ_1 selon les régions à 0,6 m/jour en région montagneuse, à 0,9 m/jour en région agricole et à 1,2 m/jour en région urbaine. De cette manière, nous nous rapprochons des moyennes journalières dans chaque région.

Comme le taux de déposition des algues σ_1 est très sensible et qu'il peut s'appliquer spécifiquement à chaque tronçon, il pourrait être utilisé ultérieurement pour évaluer l'impact de certaines problématiques potentiellement néfastes au développement des espèces de phytoplancton, comme à Than Sa où les activités minières sont responsables de rejets importants de métaux lourds dans l'environnement. Le recensement de 2005 est à cet égard très représentatif par rapport aux autres tronçons (voir en annexe, section 9.3).

6.4.2.5 Utilisation préférentielle de l'ammonium par rapport aux nitrates (F)

Comme nous n'avons pas d'inventaire quantitatif sur la prépondérance des espèces de phytoplancton les unes par rapport aux autres, ni sur leur évolution saisonnière, nous avons préféré utiliser une valeur moyenne de 0,5 par rapport à la valeur par défaut de 0,9, qui représente une utilisation d'ammonium à 90 %. De plus, il n'est pas possible d'ajuster le taux préférentiel pour des tronçons spécifiques ni suivant des caractéristiques régionales.

En climat tempéré, on observe souvent une succession des espèces de phytoplancton. Des espèces utilisent les nitrates au printemps tandis que d'autres espèces apparaissent vers le milieu de l'été quand les nitrates diminuent et que l'ammonium devient de plus en plus abondant. Néanmoins, plusieurs études démontrent que la succession des espèces de phytoplancton dépend beaucoup de l'évolution des conditions environnementales, que ce soit dans les tronçons fortement pollués ou selon les capacités d'épuration et de régénération des cours d'eau.

C'est ainsi que dans les régions polluées, où les concentrations d'azote organique sont élevées, cela peut favoriser la croissance de certaines espèces de flagellés tandis que d'autres flagellés sans couleur vont se développer en présence des sels d'ammonium quand il n'y a pas d'azote organique disponible. Des flagellés contenant de la chlorophylle, comme les *Euglena gracilis* entre autres, ne peuvent pas utiliser les nitrates. Par contre, certaines espèces de cyanophytes qui forment des hétérocystes peuvent fixer directement l'azote, comme les genres *Anabaena*, *Nostoc*, *Cylindrospermum* et *Mastigocladus*. Mais ils ont besoin de molybdène, même quand ils utilisent des nitrates.

De plus, le développement du phytoplancton dépend également de diverses autres substances produites par les microorganismes, comme la biotine, la thiamine ou la vitamine B_{12} (Round, 1965). L'identification des espèces de phytoplancton présentes dans une région donnée peut donc être reliée à une répartition des populations bactériennes. Leur utilisation de l'ammonium ou des nitrates peut être mise en rapport avec le degré de pollution, le niveau d'eutrophisation ou les modalités d'assainissement.

On retrouvera donc dans les régions lourdement chargées de matière organique des bactéries hétérotrophes et chimioorganotrophes qui vont se charger de la dégradation des macromolécules. Qu'elles soient aérobies strictes ou facultatives, leur consommation d'oxygène dissous sera élevée.

Mais plus en aval, la densité des bactéries chimioorganotrophes diminue, les concentrations d'oxygène dissous augmentent et les bactéries autotrophes amorcent la minéralisation des composés organiques. Elles transforment en particulier les sels ammoniacaux en nitrites (*Nitrosomonas*) et en nitrates (*Nitrobacter*), tandis que les algues par photosynthèse vont contribuer à l'augmentation de la concentration d'oxygène dissous (Angelier, 2000).

Incidemment, il serait intéressant de réévaluer les populations de phytoplancton, de zooplancton et de faune aquatique afin de pouvoir les comparer aux données du recensement de 2005. À l'époque, les concentrations de nitrates étaient très élevées. Cet aspect a été corrigé mais il semble y avoir une augmentation des concentrations d'ammonium depuis 2005.

Cela peut représenter des changements importants pour l'ensemble de l'écosystème. L'utilisation préférentielle de l'ammonium ou des nitrates n'a pas beaucoup d'impact sur les résultats de la simulation en tant que tel (Tableau 6-2 : 1 % pour les nitrates), mais elle soulève la nécessité d'une meilleure compréhension des cycles biologiques pour les trois régions.

6.4.3 Cycle de l'azote

Nous aborderons successivement dans cette section les paramètres contrôlant les concentrations d'azote organique et ammoniacal, de nitrites et de nitrates, soit les paramètres σ_4, β_3, σ_3, β_1 et β_2. Les valeurs obtenues lors du calage régional pour les différents paramètres reliés aux composés d'azote sont résumées au Tableau 6-7.

Tableau 6-7 Paramètres régionalisés : Composés d'azote

		N org ↓	*N org*→NH_4	NH_4 ↑	NH_4→NO_2	NO_2→NO_3
Régions	Paramètres	σ_4	β_3	σ_3	β_1	β_2
(I)	Thac Rieng	0,001/jour	0,02/jour	-0,1 mg-N/m^2.jr	0,00/jour	0/jour
(II)	Thac Buoi	0,001/jour	0,02/jour	-0,5 mg-N/m^2 jr	0,00/jour	0/jour
(III)	Gia Bay	0,100/jour	0,00/jour	-1,0 mg-N/m^2 jr	0,06/jour	2/jour

6.4.3.1 Azote organique N-Norg

Les concentrations d'azote organique se maintiennent généralement sous la barre de 1 mg/l, sauf en janvier 2009 où on observe des concentrations allant jusqu'à 2 mg/l (Figure 6-4 (a1 à a4)). Les concentrations d'ammonium s'élèvent également à plus de 1 mg/l à Thac Rieng pour cette période. Incidemment, les valeurs d'azote organique et d'ammonium présentent en janvier des tendances similaires aux trois stations de mesure. Cependant, comme les concentrations d'oxygène dissous sont très basses en janvier à Thac Rieng et à Gia Bay, contrairement à Thac Buoi, cela peut limiter le processus de nitrification, qui est demandeur d'oxygène, mais n'entrave pas le processus d'hydrolyse (voir sections 5.1.6 et 5.2.2).

6.4.3.2 Taux de déposition de l'azote organique σ_4

Les courbes de concentrations d'azote organique ne manifestent pas de tendances spécifiques selon les régions. Les apports semblent épisodiques et ils se répercutent d'amont en aval en suivant le courant. Compte tenu des caractéristiques de chaque milieu, nous supposons que le taux de déposition σ_4 pourrait être minimal en amont à 0,001/jour et maximal à Gia Bay à 0,1/jour. Par contre, à Thac Buoi, les apports du milieu agricole pourraient contrebalancer le taux de déposition de sorte que nous maintenons ce dernier au minimum, soit à 0,001/jour.

6.4.3.3 Taux d'hydrolyse de l'azote organique β_3

Comme les concentrations d'azote organique sont généralement plus élevées que celles de l'azote ammoniacal, nous avons maintenu au minimum le taux d'hydrolyse β_3 de l'azote organique à 0,02/jour à Thac Rieng et à Thac Buoi. Nous l'avons abaissé à zéro à Gia Bay, puisqu'il y a des afflux importants provenant des rejets municipaux (Mo Bach, tronçon 21), ce qui augmente les courbes de simulation juste avant Gia Bay (Figure 6-4 (b1 à b4)).

6.4.3.4 Azote ammoniacal N-NH_4^+

L'azote ammoniacal possède deux formes, l'une ionisée (NH_4^+) et l'autre non ionisée (NH_3). Cette dernière peut s'avérer toxique pour la faune et la flore aquatiques. Le passage d'une forme à l'autre dépend essentiellement du pH et de la température. Ainsi, pour une température de 20°C, l'ammonium NH_4^+ peut se transformer en gaz ammoniac NH_3 quand le pH dépasse 8,5. Plus la température s'élève, plus le pH doit être élevé pour que l'ammonium se transforme en gaz ammoniac. Ainsi, dans les régions tropicales, on retrouvera généralement de l'ammonium. L'ammonium peut provenir des sédiments ou de l'hydrolyse de l'azote organique.

6.4.3.5 Contribution du benthos en azote ammoniacal σ_3

Normalement, la programmation de QUAL2E est conçue en fonction d'un apport régulier d'ammonium provenant des sédiments. Toutefois, même avec un taux minimal d'hydrolyse de l'azote organique, il semblerait que les concentrations simulées d'ammonium demeurent trop élevées. Cela parait plus évident à Gia Bay où, en avril 2009, les moyennes journalières de NH_4^+ étaient inférieures aux valeurs simulées (Figure 6-4 (b3)). Nous avons possiblement des pertes par évaporation si les conditions locales de température et de pH le favorisent.

Plusieurs rapports environnementaux soulignent la présence d'odeurs ammoniacales près des rives à Gia Bay. De plus, il peut y avoir dénitrification et production de gaz N_2 quand il n'y a pas suffisamment d'oxygène dissous. Nous pouvons donc avoir une nette déperdition par la voie des airs, ce qui n'est pas comptabilisé directement. C'est en ce sens que nous utilisons des valeurs négatives pour σ_3, soit -0,1 mg-N/m^2-jr à Thac Rieng, -0,5 mg-N/m^2-jr à Thac Buoi et -1 mg-N/m^2-jr à Gia Bay. Cela suggère deux voies possibles pour une diminution de l'azote ammoniacal, soit par déposition dans les sédiments ou par dégazage d'ammoniac ou de N_2.

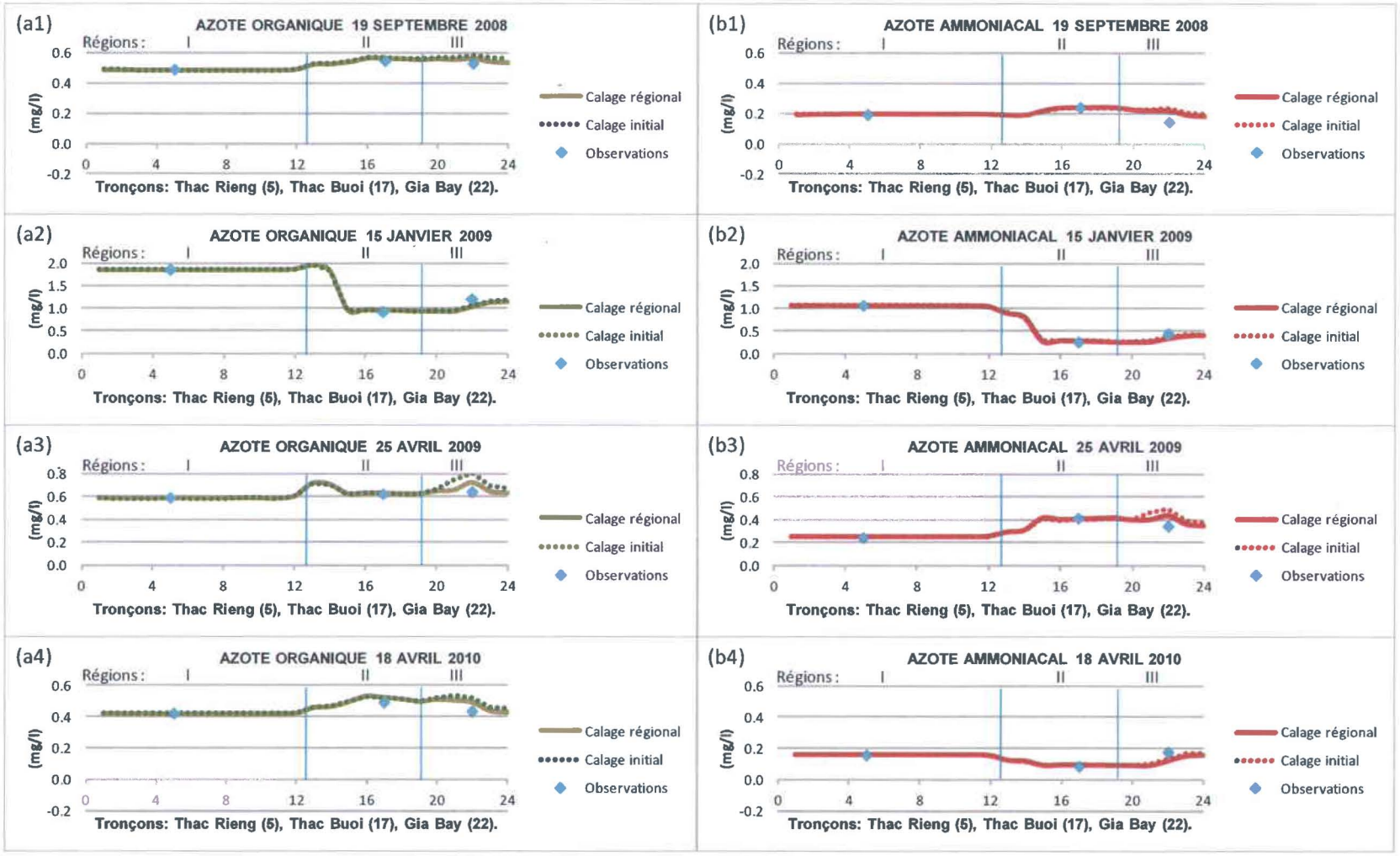


Figure 6-4 **Résultats de simulation pour l'azote organique (a) et l'azote ammoniacal (b); (1) 19 septembre 2008, (2) 15 janvier 2009, (3) 25 avril 2009, (4) 18 avril 2010.**

6.4.3.6 Oxydation biologique de l'azote ammoniacal β_1 et des nitrites β_2

Comme les concentrations de nitrites se tiennent généralement sous le seuil de détection à 0,01 mg/l, nous pouvons difficilement évaluer les taux d'oxydation de l'ammonium β_1 et des nitrites β_2, puisqu'un taux minimal de 0,1/jour pour β_1 ou un taux maximal de 2/jour pour β_2 nous amène à des valeurs de nitrites sept ou dix fois trop élevées.

Comme le processus de nitrification découle de l'activité des bactéries *Nitrosomas* (NO_2) et *Nitrobacter* (NO_3) qui sont présentes dans les sols, les sédiments et les ruisseaux bien oxygénés (Bowie *et al.,* 1985), les valeurs de rejets diffus pourraient être suffisantes pour maintenir les concentrations de nitrites au niveau de 0,01 mg/l.

Toutefois, à Gia Bay, l'abondance des sédiments pourrait être favorable aux processus de nitrification, puisque les concentrations observées de nitrites et de nitrates demeurent plus élevées que les valeurs simulées si nous considérons uniquement les afflux moyens provenant des rejets municipaux à Mo Bach (Figure 6-5 : tronçon 21).

C'est en ce sens que les taux de transformation β_1 et β_2 sont maintenus à 0,00/jour à Thac Rieng et à Thac Buoi en considérant que les apports diffus provenant du ruissellement suffisent pour fournir les valeurs de nitrites et de nitrates, tandis qu'à Gia Bay, le taux β_1 est fixé à 0,06/jour et le taux β_2 est maximisé à 2/jour, pour tenir compte de la possibilité d'un apport direct provenant de l'activité bactérienne au sein des sédiments.

6.4.3.7 Nitrates $N\text{-}NO_3^-$

En septembre 2008 et en janvier 2009, les concentrations de nitrates se maintenaient autour de 0,2 mg/l tandis qu'elles étaient fortement à la hausse en avril 2009 et 2010. Elles variaient de 0,3 mg/l à 0,6 mg/l en 2009 et de 0,6 mg/l à 1,5 mg/l en 2010 (Figure 5-8 (a3, b3) et Figure 6-5 (b1 à b4)). Au printemps, la rosée et les pluies sont chargées d'acide nitrique (HNO_3) qui provient de la haute atmosphère.

Cela peut stimuler l'ensemble des processus biochimiques et favoriser la croissance des bactéries qui assurent le processus de nitrification, en particulier à Gia Bay où les concentrations de nitrates atteignent plus ou moins le double des valeurs à Thac Rieng, quelle que soit la journée.

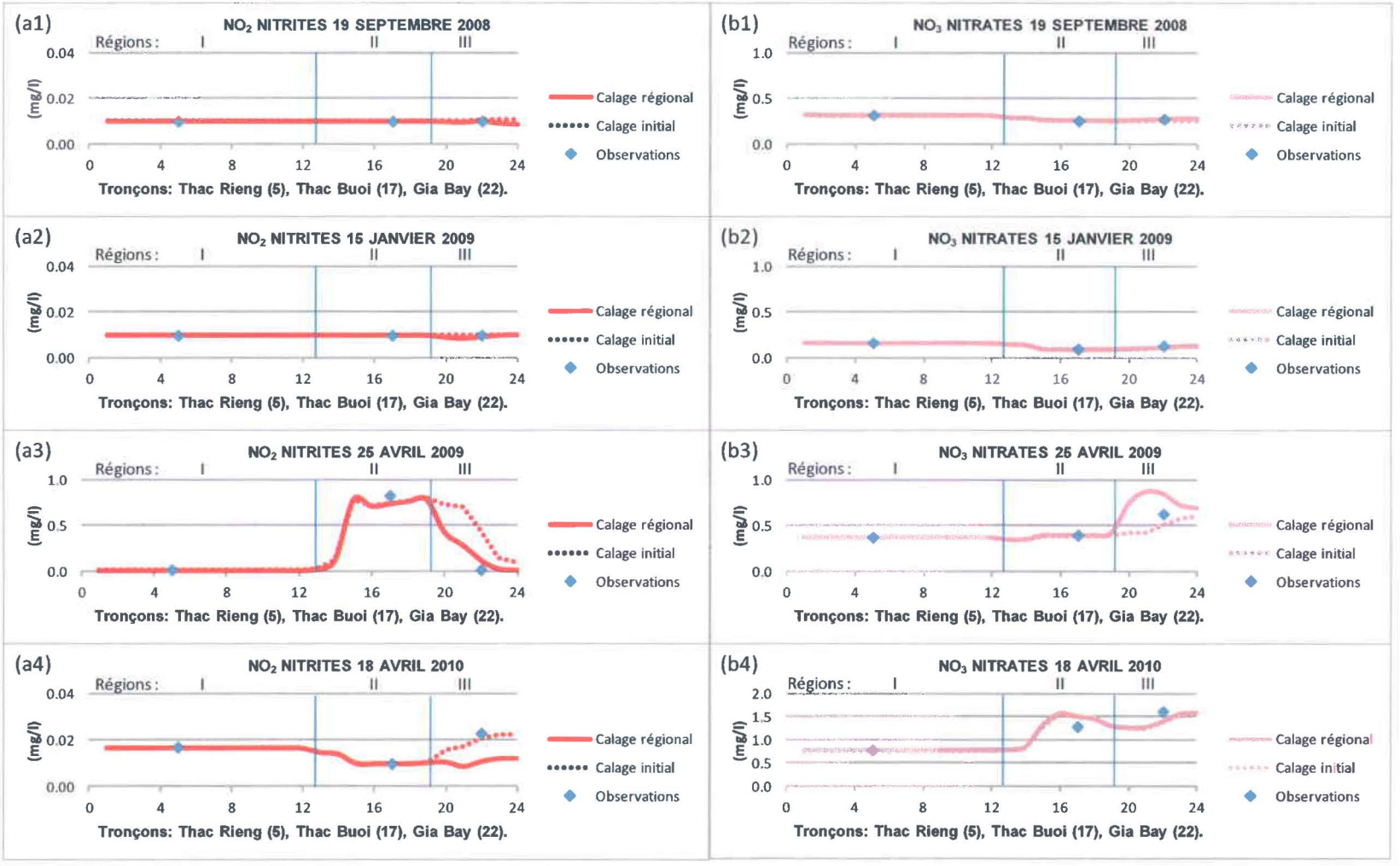


Figure 6-5 **Résultats de simulation pour les nitrites (a) et les nitrates (b);**
(1) 19 septembre 2008, (2) 15 janvier 2009, (3) 25 avril 2009, (4) 18 avril 2010

6.4.4 Cycle du phosphore

Nous aborderons successivement dans cette section les paramètres qui contrôlent les concentrations de phosphore organique et dissous, soit σ_5, β_4, et σ_2. Les valeurs obtenues lors du calage régional pour les différents paramètres reliés aux composés du phosphore sont résumées au Tableau 6-8.

Tableau 6-8 Paramètres régionalisés : Composés du phosphore.

		P org ↓	*P org* → *P dis*	*Phos dis* ↑
Régions	Paramètres	σ_5	β_4	σ_2
(I)	Thac Rieng	0,00/jour	0,01/jour	0 mg-P/m^2·jr
(II)	Thac Buoi	-0,05/jour	0,02/jour	2 mg-P/m^2·jr
(III)	Gia Bay	1,00/jour	0,00/jour	-2 mg-P/m^2·jr

6.4.4.1 Taux de déposition du phosphore organique σ_5

Comme il y a peu de sédimentation à Thac Rieng, nous avons minimisé le taux de déposition du phosphore organique σ_5 à 0/jour et privilégié le transport des matières organiques vers les vallées agricoles.

À Thac Buoi, les concentrations de phosphore organique sont très élevées, bien souvent de deux à quatre fois les concentrations en amont ou en aval (Figure 6-6 (a1 à a4)). Comme ce schéma semble récurrent, quelle que soit la saison, le milieu agricole pourrait favoriser la remise en disponibilité du phosphore organique, que ce soit en provenance des rizières ou directement des dépôts sédimentaires riches en activité biologique. C'est pourquoi nous avons dû envisager l'application d'un taux négatif de déposition σ_5 correspondant à un taux de contribution benthique de phosphore organique pour toute cette région agricole (σ_5 = -0,05/jour).

Des études ont démontré que le phosphore organique est transporté par les sédiments en suspension (Shen *et al.*, 2008) et nous avons pu le constater en janvier 2009 (Figure 5-3 (a2, b2)). Les mesures prises à Thac Buoi soulignent l'importance de la disponibilité du phosphore organique dans cette région agricole riche en alluvions.

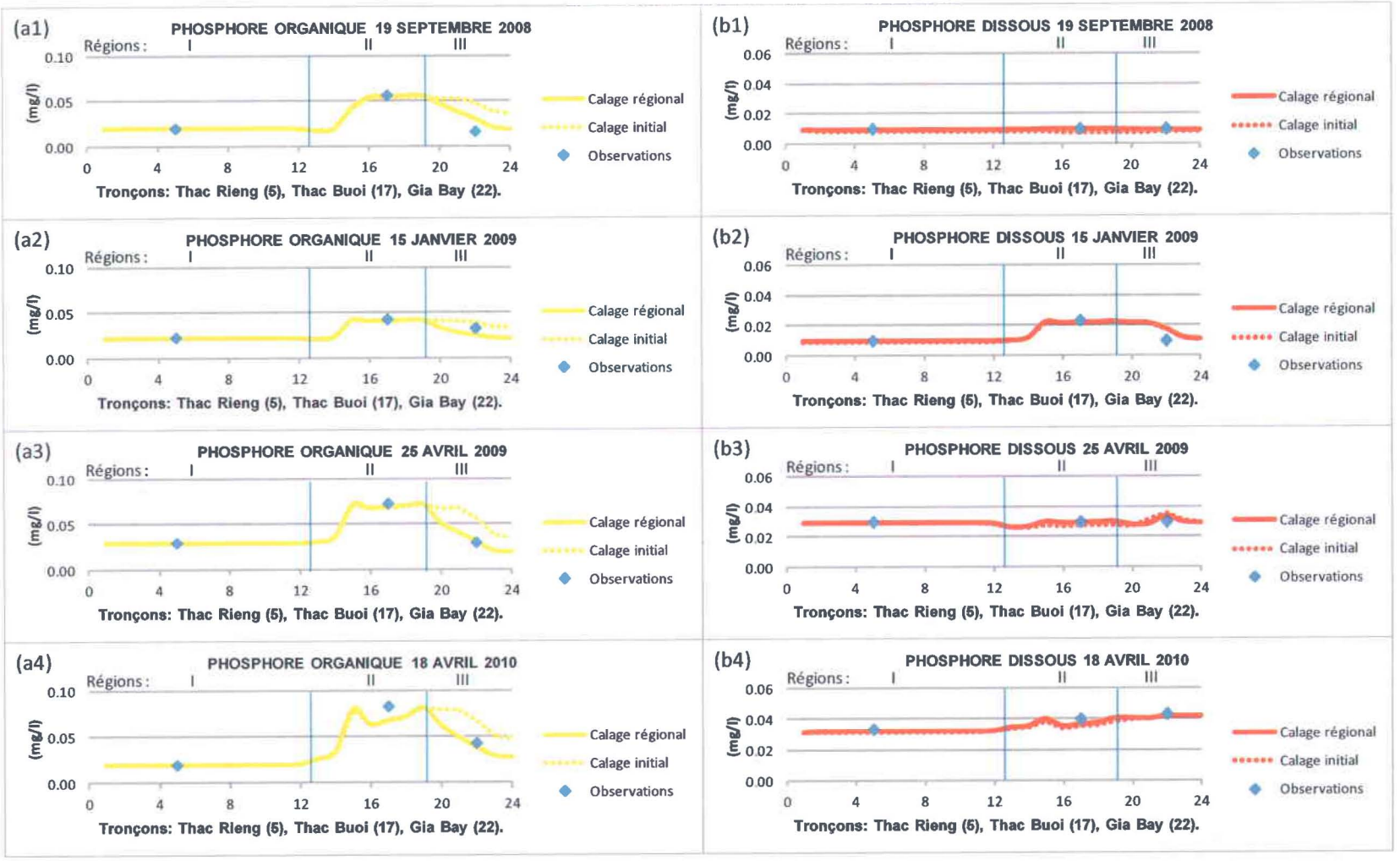


Figure 6-6 **Résultats de simulation pour le phosphore organique (a) et dissous (b); (1) 19 septembre 2008, (2) 15 janvier 2009, (3) 25 avril 2009, (4) 18 avril 2010.**

À Gia Bay, les concentrations de phosphore organique sont généralement plus basses. Elles peuvent être plus ou moins équivalentes aux concentrations mesurées à Thac Rieng, mais elles ne surpassent pas celles de Thac Buoi.

Nous pouvons donc envisager que le taux de déposition du phosphore organique puisse être très élevé (σ_5 = 1/jour) du fait des dépôts importants de sédiments en suspension.

6.4.4.2 Taux de transformation du phosphore organique β_4

En septembre et en janvier, le niveau de phosphore dissous se maintient le plus souvent sous la limite de détection de 0,01 mg/l (Figure 6-6 (b1 à b4)). C'est pourquoi nous devons maintenir le taux de transformation β_4 près des valeurs minimales sans quoi nous obtenons des concentrations excessives de phosphore dissous.

Nous avons donc appliqué le taux minimal de 0,01/jour à Thac Rieng et nous l'avons légèrement augmenté à 0,02/jour à Thac Buoi, compte tenu de la forte activité biologique du milieu.

Nous l'avons rabaissé à zéro à Gia Bay, puisque les faibles concentrations de phosphore dissous se retrouvent souvent sous le seuil de détection, malgré des concentrations importantes dans les rejets municipaux à Mo Bach.

Comme nous devions insérer des valeurs réelles pour l'entrée des données, que ce soit pour les conditions initiales, les rejets ponctuels et diffus, nous ne pouvions pas descendre sous le seuil de 0,01 mg/l, sans affecter d'autant la pertinence des simulations. Les valeurs des paramètres qui touchent les concentrations de phosphore dissous ont donc été estimées en supposant que les concentrations observées étaient égales au seuil de détection, même si elles pouvaient être plus basses.

Comme les microorganismes et le phytoplancton peuvent engranger des quantités importantes de phosphore dissous pour une utilisation ultérieure, cela diminue rapidement leur disponibilité en milieu aqueux mais cela n'implique pas pour autant qu'il y ait un manque réel de phosphore dissous qui pourrait nuire à leur croissance.

Cette apparence de rareté est bien connue et plusieurs études sur le développement du phytoplancton tiennent compte de l'importance de ces réserves accumulées. C'est en ce sens que les concentrations de phosphore dissous peuvent rester minimales à Thac Buoi malgré des concentrations élevées de phosphore organique.

En maintenant au plus bas le taux de transformation β_4 qui minimise le niveau de phosphore dissous, nous privilégions l'utilisation du paramètre σ_2 pour représenter au mieux les spécificités des concentrations de phosphore dissous dans chaque région.

6.4.4.3 Contribution du benthos en phosphore dissous σ_2

Que ce soit en septembre 2008 ou en janvier 2009, les concentrations de phosphore dissous se maintiennent sous les limites de la détection à 0,01 mg/l, tandis qu'en avril 2009 et en avril 2010, elles s'accroissent de façon significative en oscillant entre 0,03 et 0,06 mg/l (Figure 6-6 (b1 à b4)).

Cela semble aller de pair avec des concentrations élevées de nitrates, qui varient aussi en avril de 0,04 mg/l à plus de 1,5 mg/l (Figure 6-5 (b1 à b4)). Les conditions printanières pourraient donc être favorables à une remise en disponibilité du phosphore dissous.

Comme une grande part du phosphore dissous provient des sédiments, nous avons maintenu à 0 mg-P/m^2-jr la contribution du benthos σ_2 à Thac Rieng, étant donné le faible taux de sédimentation en montagne, tandis qu'à Thac Buoi, le biodynamisme de cette région agricole pourrait favoriser une plus forte contribution du benthos de l'ordre de 2 mg-P/m^2-jr.

À Gia Bay, les tendances varient beaucoup d'une saison à l'autre. Néanmoins, il arrive souvent que les concentrations de phosphore dissous soient plus faibles qu'escomptées. D'une part, le biodynamisme sédimentaire peut être largement affecté par les rejets municipaux et industriels, ce qui diminuerait les contributions sédimentaires de phosphore dissous.

D'autre part, les fortes concentrations de phosphore dissous provenant des rejets municipaux de Mo Bach pourraient favoriser la prolifération bactérienne en région urbaine.

Comme ces deux phénomènes distincts pourraient contribuer à une perte nette de phosphore dissous, nous avons estimé le paramètre σ_2 à -2 mg-P/m^2-jr, en contrepoids au dynamisme typique des régions agricoles à Thac Buoi.

6.5 Synthèse

Le calage initial effectué à partir des valeurs par défaut de QUAL2E et des paramètres de sédimentation mis à zéro a permis d'obtenir une fonction « objectif » moyenne de 25 % avec un écart-type de 25 % (Tableau 6-1).

En se servant des résultats de l'analyse de sensibilité, nous avons commencé le calage régional en ajustant les paramètres les plus influents. Puis, nous nous sommes référés au calage initial pour estimer le degré d'influence des paramètres de sédimentation (Tableau 6-2).

L'ajustement des paramètres régionalisés s'est fait en calculant une fonction « objectif » pour les neuf concentrations moyennes journalières issues des trois premières campagnes. En minimisant pour chaque station l'écart relatif moyen des concentrations simulées, le calage régional a permis d'abaisser la fonction « objectif » moyenne à 13 % avec un écart-type de 6 % (Tableau 6-3).

La validation du calage régional, avec les moyennes journalières de la quatrième campagne, a donné également une fonction « objectif » moyenne de 13 % avec un écart-type de 2 %, ce qui dans l'ensemble confirme la pertinence d'ajuster les paramètres selon les caractéristiques des régions et valide l'application des paramètres pour l'ensemble de l'année.

Nous pouvons souligner les bienfaits du calage régional pour la simulation des nitrites, de la chlorophylle-A et des deux formes de phosphore organique et dissous à Gia Bay qui, en tant que région urbaine située au cœur d'une plaine sédimentaire chargée des multiples apports naturels, se retrouve également confrontée aux substances toxiques issues de l'industrialisation rapide des cinquante dernières années.

7. CONCLUSION

De nombreuses études réalisées avec le modèle de qualité de l'eau QUAL2E tendent à se restreindre à des sections de rivière relativement homogènes pour analyser des problématiques spécifiques. Avec un bon échantillonnage sur de courtes distances, on peut utiliser plusieurs méthodes numériques qui facilitent l'ajustement des paramètres.

Bien qu'un certain nombre de facteurs puissent faire varier à court terme les concentrations des substances mesurées, les méthodes numériques peuvent gérer un certain degré d'incertitude dans la détermination des intrants. Elles peuvent circonscrire l'ampleur des variations et tracer un portrait d'ensemble du milieu d'étude qui peut être jugé acceptable, même si les cueillettes de données demeurent partielles.

Par contre, quand le milieu d'étude inclut de vastes zones géographiques, l'ajustement des paramètres peut difficilement reposer sur des méthodes numériques qui nécessiteraient un plus grand échantillonnage. Cependant, nous pouvons rechercher des caractéristiques générales pour les différentes régions, en se basant sur les données des stations de mesures représentant chaque milieu.

7.1 Données observées

Comme cette étude sur la rivière Cau s'insère dans un vaste programme de gestion intégrée du bassin versant, elle se réfère aux données simulées par HYDROTEL pour le régime hydrologique et aux mesures des variables de la qualité de l'eau prélevées lors de quatre campagnes de mesures de cinq jours. Ces périodes d'observations ont pu faire ressortir de nombreux aspects.

L'analyse de la succession temporelle des hausses de concentration des variables d'état sur la rivière Cau peut nous indiquer la nature de leurs interrelations. Par exemple, nous avons constaté que les afflux de *coliformes* et de DBO_5 surviennent souvent au même moment, dépendamment des précipitations locales ou des crues soudaines sur la rivière Cau. Le ruissellement favorise la dissolution des nitrates présents dans le sol tandis que le transport des composés d'azote organique et de phosphore organique demeure lié aux sédiments en suspension. Ces afflux de nitrates et de phosphore organique précèdent souvent une croissance soudaine et temporaire du phytoplancton. Par la suite, après son déclin, des hausses d'azote organique et d'ammonium surgissent, qui peuvent parfois être suivies d'une hausse des nitrites.

L'analyse de la variabilité des mesures, d'une campagne à l'autre, est aussi fort utile pour discerner les cycles saisonniers et les tendances régionales, que l'on se trouve en montagne à Thac Rieng, dans les vallées agricoles à Thac Buoi ou dans la plaine urbaine à Gia Bay

En septembre 2008, les concentrations d'oxygène dissous et de chlorophylle-A sont plus élevées à Thac Rieng et à Thac Buoi tandis que les concentrations moyennes de DBO_5 et de coliformes sont deux fois plus élevées à Gia Bay.

En janvier 2009, les concentrations moyennes d'oxygène dissous à Thac Buoi et à Than Sa sont très élevées (9 mg/l et 13 mg/l respectivement), tandis qu'elles s'abaissent au plus bas autour de 5 mg/l en amont à Thac Rieng ou en aval à Gia Bay. Le fait que les concentrations de phosphore organique et des sédiments en suspension soient aussi particulièrement élevées n'est pas surprenant puisque plusieurs études confirment que le phosphore organique demeure lié aux sédiments. Toutefois, dans le cadre de cette étude, rien ne semble établir de liens avec le taux d'oxygénation. Par conséquent, nous ne pouvons qu'émettre des hypothèses sur le fait que cela pourrait provenir d'un sursaut d'activité du milieu benthique.

Tout au contraire, durant la même période en janvier 2008, les concentrations d'azote organique et d'ammonium s'élèvent à plus du double de la valeur observée lors des autres campagnes à Thac Rieng et à Gia Bay, tandis que les concentrations d'oxygène sont au plus bas vers 5 mg/l.

En avril 2009 et en avril 2010, les crues de printemps remettent en circulation les nitrates et le phosphore organique et les moyennes de concentrations de chlorophylle-A doublent, par rapport aux autres valeurs observées, à 2 µg/l avec des pointes s'élevant jusqu'à 4 µg/l.

Les quatre campagnes de mesures nous fournissent ainsi plusieurs éléments caractéristiques de la rivière Cau. En les ajoutant aux modalités de transport, de déposition et de remise en suspension des sédiments, nous avons pu estimer dans QUAL2E un ensemble de paramètres régionalisés, qui pourront être intégrés ultérieurement dans la base de données de GIBSI selon le statut spécifique de chaque tronçon. Ce dernier pourra être défini en fonction de l'importance relative des zones forestières, agricoles ou urbaines du sous-bassin associé.

7.2 Calage et validation du modèle

Les données recueillies aux trois stations sur la rivière Cau (Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay) ont servi de base pour simuler la qualité de l'eau, de Cau Pha au barrage de Thac Huong près de Gia Bay, soit 24 tronçons sur la partie amont de la rivière Cau. Nous avons intégré en tant

que rejets ponctuels les données prélevés aux stations situées sur les affluents importants : la rivière Chu (Cho Moi), la rivière Nghinh Tuong (Than Sa), la rivière Du (Giang Tien) et la rivière Mo Bach (rejets municipaux). Nous avons regroupé les tronçons selon leurs caractéristiques géographiques et nous avons défini les conditions initiales ainsi que les rejets ponctuels et diffus des tronçons non répertoriés à partir des données prélevées aux stations représentatives de chaque région. Nous avons posé cinq hypothèses concernant :

1. La transposition spatiale des concentrations initiales aux tronçons connexes;
2. La pondération des concentrations initiales à la confluence des affluents importants;
3. La transposition spatiale des apports aux affluents non jaugés;
4. Le calcul des débits des rejets diffus à partir d'HYDROTEL;
5. La transposition spatiale des concentrations initiales aux rejets diffus.

En utilisant la programmation de QUAL2E-GIBSI, basé sur QUAL2E, nous avons procédé au calage du modèle de qualité de l'eau de la rivière Cau en suivant trois étapes, soit le calage initial, l'analyse de sensibilité et le calage régional. À chaque étape du calage, nous avons évalué la performance du modèle à partir d'une fonction « objectif », qui mesure l'écart relatif entre les concentrations simulées et les moyennes journalières des observations des trois stations de mesure sur la rivière Cau. Pour chaque étape du calage, nous avons effectué trois simulations par campagne de mesures, soit pour les trois premières campagnes, en septembre 2008, en janvier 2009 et en avril 2009, pour un total de neuf simulations, ce qui nous donne une bonne base statistique pour effectuer l'ajustement des paramètres. Nous avons gardé en réserve la quatrième campagne d'avril 2010 pour la validation du calage régional.

Le calage initial a permis d'évaluer le dynamisme des processus biochimiques qui s'opèrent en rivière indépendamment de toute interrelation avec le milieu sédimentaire. Pour ce faire, nous avons appliqué sur tous les tronçons la plupart des valeurs de paramètres par défaut proposées dans QUAL2E et des valeurs nulles pour les paramètres de sédimentation.

L'analyse de sensibilité a facilité l'identification des paramètres les plus influents du modèle. Nous avons fait varier les paramètres de ± 50 % autour d'une valeur moyenne et avons évalué le pourcentage correspondant de variations des variables d'état simulées.

Lors du calage régional, réalisé par la suite, les six paramètres qui ont le plus d'influence sur les résultats du modèle ont été ajustés en premier, soit β_1, μ, σ_1, β_2, K_3, K_2, tandis que quatre paramètres ont conservé la même valeur, soit ρ, α_0, K_1, F, et que les huit autres paramètres, soit

K_4, K_5, β_3, β_4, σ_2, σ_3, σ_4, σ_5, ont été ajustés à la fin en tenant compte des observations sur le terrain et des particularités de chaque région.

Le calage régional s'est donc effectué en appliquant un jeu de paramètres régionalisés à tous les tronçons qui traversent une même zone géographique (montagnes, vallées, plaines). Les valeurs des paramètres qui sont en interrelation avec les sédiments ont été ajustées en fonction de la zone d'appartenance du tronçon.

En montagne, il existe peu de dépôt de sédiments à cause du transport en aval vers les régions agricoles. Dans les vallées, les sédiments se déposent et forment des alluvions riches en azote et en phosphore organique; ces régions sont particulièrement propices à l'agriculture. Plus loin, près des centres urbains situés dans la plaine, les rejets industriels et municipaux s'ajoutent aux sédiments en suspension, ce qui augmente la charge de DBO_5 et abaisse les concentrations d'oxygène dissous.

Pour le calage initial, la fonction « objectif » moyenne est de 25 %, avec un écart-type de 25 %. L'application des paramètres régionalisés a fait baisser de moitié cette fonction « objectif » moyenne à 13 %, avec un écart-type de 6 %.

La validation du modèle, effectuée en comparant les valeurs simulées aux moyennes journalières des observations d'avril 2010, donne des résultats équivalents, avec une fonction « objectif » moyenne de 13 %, avec un écart-type de 2 %.

Pour le moment, nous avons simulé tout au plus quelques journées dans l'année. Il n'en demeure pas moins qu'il manque beaucoup d'informations pour obtenir une bonne évaluation de l'état de la rivière Cau durant toute l'année, en particulier durant les périodes de crue de la mousson en été. C'est en ce sens que la programmation de GIBSI est conçue pour intégrer toutes les données indispensables pour modéliser la qualité de l'eau, d'année en année.

7.3 GIBSI

GIBSI comprend plusieurs modules qui regroupent autant les données sur les conditions physiques et météorologiques que sur les apports sédimentaires, les pratiques agricoles et les rejets municipaux et industriels. Une fois l'état de la situation établi, plusieurs options faciliteront la mise au point de stratégies environnementales et l'ajustement de normes de contrôle pour améliorer la qualité de l'eau de la rivière Cau.

Ce mémoire fait suite à la modélisation des logiciels PHYSITEL (Turcotte *et al.*, 2001; Fortin *et al.*, 2004; Rousseau *et al.*, 2011) et HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995, 2001(a, b); Turcotte *et al.*, 2003, 2007), qui ont permis la représentation des débits, des vitesses et des hauteurs d'eau à chaque tronçon simulé. En se basant sur les campagnes de mesure de la qualité de l'eau, nous avons estimé la valeur d'un certain nombre de paramètres que nous avons régionalisés selon les caractéristiques de chaque milieu.

Ces paramètres seront introduits par la suite dans la programmation de GIBSI avec les autres données sur l'érosion, les pratiques agricoles et les rejets ponctuels municipaux et industriels. Dans notre étude, nous avons dû estimer les apports diffus de façon très simplifiée en nous basant sur les concentrations mesurées sur la rivière Cau et sur ses affluents. Avec GIBSI, on obtiendra une meilleure évaluation des rejets tout le long de la rivière.

En général, nous nous sommes basés sur les champs de valeurs proposées dans QUAL2E pour estimer la valeur des paramètres. Mais dans certains cas, il nous a fallu compenser pour rendre compte de certaines interactions qui apparaissaient à l'analyse des résultats mais qui ne sont pas simulées directement dans QUAL2E. Il s'avère en effet que QUAL2E ne tient pas suffisamment compte de la complexité des interactions sédimentaires. En ce sens, nous rejoignons les préoccupations des auteurs de QUAL2K (Park & Lee, 2002), qui ont ajouté plusieurs éléments dont un volet important concernant les apports sédimentaires, que ce soit par l'entremise des algues benthiques ou des différents types de bactéries qui amorcent les processus de nitrification ou de dénitrification en absence d'oxygène. D'autres modèles du même genre comme le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) vont même jusqu'à considérer l'impact spécifique des bactéries autotrophes et hétérotrophes (Trinh Anh *et al.*, 2006).

7.4 Perspectives

À l'échelle d'un bassin versant, des études aussi approfondies peuvent sembler inappropriées du fait de leur complexité et du manque de ressources pour réaliser des investigations de cet ordre mais, dans le cas de problématiques environnementales, une meilleure compréhension de la biodiversité des couches sédimentaires peut s'avérer indispensable, en particulier pour appréhender les processus qui favorisent la production d'oxygène. Cela peut faire la différence entre des régions fertiles et des zones devenant insalubres.

Bien que nous ayons utilisé des paramètres de sédimentation négatifs pour l'azote organique, le phosphore organique, le phosphore dissous et les coliformes, il est fort possible que des

données plus précises sur les apports diffus et les rejets municipaux pourront combler la différence entre les valeurs simulées et observées.

Il n'en demeure pas moins que la simulation du phosphore organique et de l'azote ammoniacal dans QUAL2E souligne l'existence d'une problématique qui mériterait d'être approfondie, comme le fait que des concentrations particulièrement élevées d'oxygène dissous puissent être observés en janvier 2009 à Thac Buoi en même temps que des apports importants de phosphore organique lié aux sédiments en suspension. Inversement, on observe des fortes baisses de concentrations d'oxygène dissous durant la même période, à Thac Rieng et à Gia Bay, et des concentrations très élevées d'azote organique et ammoniacal, ce qui peut être symptomatique d'une grave atteinte des capacités de régénération du milieu.

Comme nous pouvons le constater, simuler le comportement d'une rivière à l'échelle d'un bassin versant devient une entreprise colossale qui requiert de plus en plus une profonde compréhension des interrelations entre le milieu physique et la vie qui s'y développe. Comme bien des aspects d'ordre biologique sont peu développés dans QUAL2E, il serait judicieux de pouvoir compléter les données actuelles avec des études plus exhaustives sur la biodiversité des trois régions étudiées.

Comme nous ne pouvons pas ajuster pour chaque tronçon les taux de croissance et de respiration des algues ni leur préférence pour les nitrates ou l'azote ammoniacal, cela peut soulever quelques difficultés pour simuler adéquatement des régions productives comme les régions environnant Thac Buoi et la rivière Cong ou, à l'inverse, pour représenter spécifiquement des zones problématiques, là où il peut y avoir des déversements d'huiles, des matières organiques difficilement biodégradables, des produits chimiques ou des métaux lourds.

Il serait particulièrement intéressant de refaire un recensement des espèces de phytoplancton pour les comparer aux données de 2005 et évaluer le biodynamisme des diverses espèces de phytoplancton, de zooplancton et de la faune aquatique. Les mesures de la qualité de l'eau des quatre campagnes durant la période de 2008 à 2010 semblent indiquer une augmentation des concentrations d'oxygène dissous ainsi qu'une baisse des nitrates et de la demande biologique en oxygène (DBO_5). Toutefois, les concentrations plus élevées d'ammonium peuvent demeurer quelque peu problématiques. Il faudrait pouvoir approfondir les analyses sur le terrain et évaluer les paramètres de nature biologique pour une estimation plus précise de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Cau.

8. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABRISHAMCHI, A., TAJRISHY, M. & SHAFIEIAN, P. (2005) Uncertainty analysis in QUAL2E model of Zayandeh-Rood River, *Water Environ. Res.*, 77: 279-286.

ANGELIER, E. (2000) *Écologie des eaux courantes,* Ed. TEC & DOC, Paris, 199 p.

ARNOLD, J. G. & WILLIAMS J. R., (1995) *SWRRB* – A Watershed scale model for soil and water resources management, Dans : *Computer Models of Watershed Hydrology*, V.P. Singh (ed.), Water Resources Publications, Highland Ranch, CO, pp. 847-908.

ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R., SRINIVASAN, R. & KING, K. W. (1995) *SWAT – Soil and Water Assessment Tool Users Manual,* Revised 03/29/95, Texas Agricultural Experiment Station, Blackland Research Center, Temple, TX, 105 p.

ASIAN DEVELOPMENT BANK (2006) *Integrated Water Resources Management.*

AZZELLINO, A., SALVETTI, R., VISMARA, R. & BONOMO, L. (2006) Combined use of the EPA-QUAL2E simulation model and factor analysis to assess the source apportionment of point and non point loads of nutrients to surface waters, *Sci. Total Environ.*, 371: 214-222.

BAC KAN (2004) *Annual Report on Environmental Status*, Department for Natural Resources and Environment, Bac Kan Province, Vietnam.

BAC KAN (2008) *Agriculture Report*, Department of Agriculture and Rural Development, Bac Kan province, Vietnam.

BEASLEY, D. B., HUGGINS, L. F. & MONKE, E. J. (1980) ANSWERS: A model for watershed planning, *Trans. ASAE*, 23(4): 938-944.

BEASLEYS, D. B. & HUGGINS, L. F. (1982) *ANSWERS - Users manual,* EPA-905/9-82-001, US Environmental Protection Agency, Region 5, Chicago, IL, 54 p.

BECKER, L. & YEH, W. G. (1972) Identification of parameters in unsteady open channel flow, *Water Resour. Res.*, 8(4): 956-965.

BERBER, R., YUCEER, M. & KARADURMUS, E. (2009) A parameter identifiability and estimation study in Yesilirmak River, *Water Sci. Technol.*, 59(3): 515-521.

BEVEN, K. J. & KIRKBY, M. J. (1979) A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1): 43-69.

BEVEN, K. J., KIRKBY, M. J., SCOFFIELD, N. & TAGG, A. (1984) Testing a physically-based flood forecasting model (TOPMODEL) for three UK catchments, *J. Hydrol.*, 69: 119-143.

BHARGAVA, D. S. & RAJAGOPAL, K. (1992) An integrated expression for settling velocity of particles in water, *Water Resour.*, 26(7): 1001-1008.

BIRGAND, F. (2000) Evaluation of QUAL2E, *Southern Region Experiment Station Bulletin,* http://www3.bae.ncsu.edu/s273/ModelProj/, visité le 5 février 2010.

BOWIE, G. L., MILLS, W. B., PORCELLA, D. B., CAMPBELL, C. L., PAGENKOPF, J. R., RUPP, G. L., JOHNSON, K. M., CHAN, W. H. & GHERINI, S. A. (1985) *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling,* (Second Edition), US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 455 p.

BROWN, L. C. & BARNWELL, T. O. Jr. (1987) *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual,* EPA-600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 189 p.

BRUN, R. & REICHERT, P. (2001) Practical identifiability analysis of large environmental simulation models, *Water Resour. Res.*, 37(4): 1015-1030.

CARROLL, D. L. (2001) *User's Manual FORTRAN Genetic Algorithm Driver, version 1.7a.*

CAVINESS, K. S., FOX, G. A. & DELIMAN, P. N. (2006) Modeling the big black river: A comparison of water quality models, *J. Am. Water Resour. Ass.,* 42(3): 617-627.

CHAPRA, S.C. (1997) *Surface Water-Quality Modeling,* Waveland Press, Long Grove, IL, 844 p.

CHEN, Y.-J. & TUNG, C.-P. (2007) New criteria for sustainable water quality management, *J. Am. Water Resour. Ass.,* 43(2): 372-383.

CHO, J. H. & HA, S. R. (2010) Parameter optimization of the QUAL2K model for a multiple-reach river using an influence coefficient algorithm, *Sci. Total Environ.,* 408: 1985-1991.

CHURCHILL, M. A., ELMORE, H. L. & BUCKINGHAM, R. A. (1962) The prediction of stream reaeration Rates, *Int. J. Air Water Poll,* 6: 467-504.

COHEN, M. J., SHEPHERD, K. D. & WALSH, M. G. (2005) Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed, *Geoderma*, 124: 235-252.

DUCHESNE, S. (2009) Modélisation de la qualité de l'eau, Diaporama du cours EAU 453 : Gestion intégrée des ressources en eau, INRS-ETE, Québec, 120 diapositives.

FAO (2008) *Harmonized World Soil Database* (HWSD).

FISHER, H. B., LIST, E. J., KOH, R. C. Y., IMBERGER, J. & BROOKS, N. H. (1979) *Mixing in Inland and Coastal Waters,* New-York, Academic Press, 483 p.

FLINKER, S. C., NEARING, G. R., FOSTER, G. R. & GILLEY, J. E. (1989) A simplified equation for modeling sediment transport capacity, *Trans. ASAE*, 32(5): 1545-1550.

FORTIN, J., TURCOTTE, R., MASSICOTTE, S., MOUSSA, R., FITZBACK, J. & VILLENEUVE, J.-P. (2001a) A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data, part I: Description of the model, *J. Hydrol. Eng.*, 6(2): 91-99.

FORTIN, J., TURCOTTE, R., MASSICOTTE, S., MOUSSA, R., FITZBACK, J. & VILLENEUVE, J.-P. (2001b) A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data, part 2: Application to the Chaudière watershed, *J. Hydrol. Eng.*, 6(2): 100-108.

FORTIN, J.-P., LAVOIE, P. & ROYER, A. (2004) *PHYSITEL, Informations générales, version 2.0,* Québec, INRS-ETE, 54 p.

FORTIN, J.-P., MOUSSA, R., BOCQUILLON, C. & VILLENEUVE, J.-P. (1995) HYDROTEL, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique, *Rev. Sci. Eau,* 8: 97-124.

GASSMAN, P. W., REYES, M. R., GREEN, C. H. & ARNOLD, J. G. (2007) The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications and future research directions, American Society of Agricultural and Biological Engineers, *Trans. ASABE*, 50(4): 1211-1250.

GOKTAS, R. K. & AKSOY, A (2007) Calibration and Verification of QUAL2E Using genetic algorithm optimization, *J. Water Resour. Pl.-ASCE,* 133(2): 126-136.

GRAYSON, R. B., MOORE, I. D. & McMAHON, T. A. (1992a) Physically based hydrologic modeling, 1, A terrain-based model for investigative purposes, *Water Resour. Res.*, 26(10): 2639-2658.

GRAYSON, R. B., MOORE, I. D. & McMAHON, T. A. (1992b) Physically based hydrologic modeling 2: Is the Concept Realistic?, *Water Resour. Res.*, 26(10): 2659-2666.

HATTERMAN, F. F., KRYSANOVA, V., HABECK, A. & BRONSTERT, A. (2006) Integrating wetlands and riparian zones in river basin modeling, *Ecol. Model.,* 199(4): 379-392.

HATTERMAN, F., KRYSANOVA, V., WECHSUNG, F. & WATTENBACH, M. (2004) Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modeling, *Environ. Model. Softw.*, 19(11): 1039-1051.

HOANG, K. H. (2007) *Les changements de l'occupation du sol et ses impacts sur les eaux de surface du bassin versant le cas du bassin versant de la rivière Cau (Vietnam)*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Québec, INRS-ETE, 111 p.

HOLLAND, J. H. (1975) *Adaptation in Natural and Artificial Systems*, University of Michigan Press, AnnArbor, MI, 183 p.

INSTITUTE OF WATER RESOURCE PLANNING (2008) *Report on Update and Adjustment of Irrigation Planning for Cau and Thuong River Basin*, Comprehensive Report.

JICA (JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY) & MoNRE, (MINISTRY of NATURAL RESOURCES and ENVIRONMENT) (2009) *The Study for Water Environment Management on River Basins in Vietnam, Water Environment Management Plan in the Model Area (WEMP)*, Vietnamese Study Team & JICA Study Team, 76 p.

KIM, K.-S. & JE, C.-H. (2006) Development of a framework of automated water quality parameter optimization and its application, *Environ. Geol.*, 49: 405-412.

KNISEL, W. G. (1980) *CREAMS: a Field-Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*, Conservation Report No° 26,US Department of Agriculture, Washington, DC, 640 p.

KRYSANOVA, V., MEINER, A., ROOSAARE, J. & VASILYEV, A. (1989) Simulation modelling of the coastal waters pollution from agricultural watershed, *Ecol. Model.*, 49: 7-29.

KRYSANOVA, V., HATTERMAN, F. & WECHSUNG, F. (2005) Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment, *Hydrol. Process.*, 19(3): 763-783.

KRYSANOVA, V., MULLER-WOHLFEIL, D.-I & BECKER, A. (1998) Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds, *Ecol. Model.*, 106(2-3): 261-289.

LAGACÉ, R. (1980) L'équation universelle de pertes de sols: un outil, Dans : *Érosion et conservation des sols*, Robert Lagacé (éd.), 8^{e} Colloque de Génie rural, Département de Génie rural, Université Laval, pp. 39-59.

LANGBIEN, W. B., & DURUM, W. H. (1967) *The Aeration Capacity of Streams*, Circ. 542, US Geological Survey, Washington, DC, 6 p.

LIM, K. J., CHOI, J. D., KIM, K. S., SAGONG, M. & ENGEL, B. A. (2003) Development of Sediment Assessment Tool for Effective Erosion Control (SATEEC), in small scale watershed, *J. Korean Soc. Agr. Eng.*, 45(5): 85-96.

LIM, K. J., SAGONG, M., ENGEL, B. A., TANG, Z., CHOI, J. & KIM, K. S. (2005) GIS-based sediment assessment tool, *Catena*, 64: 61-80.

LIN, Z., RADCLIFFE, D. E., BECK, M. B. & RISSE, L. M. (*2007)* Modeling phosphorus in the upper Etowah River basin: identifying sources under uncertainty, *Water Sci. Technol.*, 56(6): 29-37.

LOPEZ, P. A., MARTINEZ-SOLANO, F. J., FUERTES, V. S. & IGLESIAS, P. L. (2009) Computational models calibration: Experiences in environmental engineering studies, *Comput. Appl. Eng. Educ.,* 19: 795-805.

MAILHOT, A., ROUSSEAU, A. N., MASSICOTTE, S., DUPONT, J. & VILLENEUVE, J.-P. (1997) A watershed-based system for the integrated management of surface water quality: The GIBSI System, *Water Sci. Technol.*, 36(5): 381-387.

MAILHOT, A., ROUSSEAU, A. N., SALVANO, E., TURCOTTE, R. & VILLENEUVE, J.-P. (2002) Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI, *Rev. Sci. Eau*, 15(Numéro spécial): 149-172.

MAILHOT, A., ROUSSEAU, A. N., TALBOT, G., GAGNON, P. & QUILBE, R. (2008) A framework to estimate sediment loads using distributions with covariates: Beaurivage River watershed (Quebec, Canada), *Hydrol. Proc.*, 22(26): 4971-4985.

MASCH, F. D. and ASSOCIATES & TEXAS WATER BOARD DEVELOPMENT (1971) *Simulation of Water Quality in Streams and Canals, Theory and Description of the QUAL-I Mathematical Modeling System,* Report 128, Texas Water Board Development, Austin, TX, 64 p.

MDEQ, Mississippi Department of Environmental Quality (2004). *Steady Riverine Environmental Assessment Model (STREAM) User Manual. Draft Version*, Office of Pollution Control, Jackson, MS.

MERRITT, W.S., LETCHER, R. A., & JAKEMAN, A. J. (2003) A review of erosion and sediment transport models, *Environ. Modell. Softw.*, 18: 761-799.

MICHAUD, A. & LAVERDIÈRE, M. (2004) Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability, *Can. J. Soil Sci.*, 84(3): 295-305.

MoNRE (1995) *National Hydro-Meteorological Atlas*, Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam.

MoNRE (2001). *National Environmental Atlas*, Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam.

MoNRE (2006a) The current state of water environment in three river basins of Cau, Nhue-Day and Dong Nai river system, Dans : *Environment Report of Vietnam, 2006*, Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam, pp. 57-66.

MoNRE (2006b) *National Water Resources Strategy Towards the Year 2020*, Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam, 24 p.

MoNRE (2007) *Report on Environmental Status of Mining Activities in Cau River Watershed,* Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam.

MoNRE, WORLD BANK & DANIDA (Danish International Development Agency) (2006) *Water Quality in Viet Nam with a focus on the Cau, Nhue-Day and Dong Nai River Basins*, Vietnam Environment Monitor 2006, 74 p.

MORIN, G. (1991) Le modèle hydrologique CEQUEAU : exemples d'application, Dans : *Utilisation rationnelle de l'eau des petits bassins versants en zone aride*, J. Libbey Eurotext, Paris, pp. 23-39.

MORIN, G., FORTIN, J.-P., LARDEAU, J.-P., SOCHANSKA, W. & PAQUETTE, S. (1981) *Modèle CEQUEAU : manuel d'utilisation*, Rapport scientifique n°93, INRS-Eau, Québec, 449 p.

NEARING, M. A., FOSTER, G. R., LANE, L. J. & FINCKER, S. C. (1989) A process-based soil erosion model for USDA-water erosion prediction project technology, *Trans. ASAE*, 32(5): 1587-1593.

NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R. & WILLIAMS, J. R. (2011) *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009,* Texas Water Resources Institute Technical, Report No. 406, Texas A&M University System, College Station, TX, 618 p.

NÉMERY, J., GARNIER, J., BILLEN, C. & MOREL, C. (2003) *Bilan du phosphore dans le bassin de la Seine: détermination de la fraction mobile pour la croissance algale*, Rapport du programme Piren-Seine (CNRS), Exercice 2002, 23 p.

NGUYEN, H. T. (2012) *Apport de la modélisation hydrologique à la gestion intégrée par bassin versant des ressources en eau*, Thèse de doctorat de l'Université du Québec, Québec, INRS-ETE, 143 p. + Annexes.

NGUYEN, T. H. (2008) *Final Report, Provincial Survey and Development of Database Phase 2, Pollution Source Survey in Thai Nguyen Province*, Vietnam – Denmark, Development Cooperation in the Environment (DCE) 2005-2010, 79 p.

NORME NATIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DU VIETNAM (1995) Vol.1 : *Qualité de l'eau, Annexe 3,* TCVN 5942:1995.

O'CONNOR, D. J. & DOBBINS, W. E. (1958) Mechanism of reaeration in natural stream, *Trans. ASCE*, 123: 641-684.

OWENS, M., EDWARDS, R. W. & GIBBS, J. W. (1964) Some reaeration studies in stream, *Int. J. Air Water Poll.,* 8: 469-486.

PALIWAL, R., SHARMA, P. & KANSAL, A. (2007) Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS, *J. Environ. Manage.,* 83: 131-144.

PARK, K., KUO, A. Y., SHEN, J. & HAMRICK, J. M. (1995) *A Three – dimensional Hydrodynamic - Eutrophication Model (HEM3D): Description of Water Quality and Sediment Processes Submodels,* (Special Report 327), The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science, 113 p.

PARK, S. S. & LEE, Y. S. (2002) A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea, *Ecol. Model.,* 152: 65-75.

PARK, Y. S., KIM, J., KIM, N., KIM, S., JEON, J., ENGEL, B. A., JANG, W. & LIM, K. J. (2010) Development of new R, C and SDR modules for the SATEEC GIS System, *Comput. Geosci.*, 36(6): 726-734.

PELLETIER, G. J., CHAPRA, C. S. & TAO, H. (2006) QUAL2Kw, A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration, *Environ. Modell. Softw.*, 21: 419-425.

PHAM, T. N. (2010a) *Modélisation de l'érosion et du transport sédimentaire sur les bassins versants soumis à un régime de mousson dans un contexte de gestion intégrée des*

ressources en eau, Rapport d'examen doctoral, document non publié, Québec, INRS-ETE, 121 p.

PHAM, T. N. (2010b) *Modélisation de l'érosion et du transport sédimentaire sur les bassins versants soumis à un régime de mousson dans un contexte de gestion intégrée des ressources en eau,* Présentation pour l'examen doctoral, document non publié, Québec, INRS-ETE, 51 diapositives.

PLUARG (Pollution from Land Use Activities Reference Group) (1980) *Pollution in the Great Lakes basin from land use activities,* International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada, 414 p.

PODWOJEWSKI, P., ORANGE, D., JOUQUET, P., VALENTIN, C., NGUYEN, V. T., JANEAU, J. L. & DUC, T. T. (2008) Land-use impacts on surface runoff and soil detachment within agricultural sloping lands in Northern Vietnam, *Catena*, 74: 109-118.

QUILBÉ, R. & ROUSSEAU, A. N. (2007) GIBSI: an integrated modelling system for watershed management - Sample applications and current developments, *Hydrol. Earth Syst. Sci.,* 11: 1785-1795.

REICHERT, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., SHANAHAN, P., SOMLYÓDY, L. & VANROLLEGHEM, P. (2001) River Water Quality Model no. 1 (RWQM1). II. Biochemical process equations, *Water Sci. Technol.*, 43(5): 11-30.

RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., McCOOL, D. K. & YODER, D. C. (1997) *Predicting Soil Erosion by Water: a Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Agricultural Handbook 703, US Department of Agriculture, US Government Printing Office, Washington, DC, 385 p.

ROGEL, G. (2007) *Développement et intégration au système de modélisation intégré GIBSI d'un modèle de transport et du devenir des coliformes fécaux d'origine agricole à l'échelle du bassin versant*, Mémoire de maîtrise, Eau, INRS-ETE, Université du Québec, Québec, 164 p.

ROUND, F. E. (1965) *The Biology of Algae,* Un. Bristol, Edward Arnold, London, 269 p.

ROUSSEAU, A. N., FORTIN J.-P., TURCOTTE, R., ROYER, A., SAVARY, S., QUÉVY, F., NOËL, P. & PANICONI, C. (2011) PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models, *Water News,* 31(1): 18-20.

ROUSSEAU, A. N., LAFRANCE, P., LAVIGNE, M.-P., SAVARY, S., KONAN, B., QUILBÉ, R., AMRANI, M. & JIAPIZAN, P. (2012) A hydrological modelling framework for defining watershed-scale achievable performance standards of pesticides beneficial management practices, *J. Environ. Qual.*, 41(1): 52-63.

ROUSSEAU, A. N., MAILHOT, A. & VILLENEUVE, J.-P. (2002a) Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI, *Water Sci. Technol.*, 45(9): 317-324.

ROUSSEAU, A. N., MAILHOT, A., GARIÉPY, S., SALVANO, E. & VILLENEUVE, J.-P. (2002b) Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI, *Rev. Sci. Eau*, 15(Numéro spécial): 121-148.

ROUSSEAU, A. N., MAILHOT, A., QUILBE, R. & VILLENEUVE, J.-P. (2005) Information technologies in the wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface, *Environ. Modell. Softw.*, 20: 443-455.

ROUSSEAU, A. N., MAILHOT, A., TURCOTTE, R., DUCHEMIN, M., BLANCHETTE, C., ROUX, M., ETONG, N., DUPONT, J. & VILLENEUVE, J.-P. (2000) GIBSI – An integrated modelling system prototype for river basin management, *Hydrobiologia*, 422/423: 465-475.

SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L., RAUCH, W., REICHERT, P., SOMLYÓDY, L. & VANROLLEGHEM, P. (1998) River water quality modelling : II. Problems of the art, *Water. Sci. Technol.*, 38(11): 245-252.

SHEN, J., JIA, J.-J. & SISSON, G. M. (2006) Inverse estimation of nonpoint sources of fecal coliform for establishing allowable load for Wye River, Maryland, *Water Res.*, 40: 3333-3342.

SHEN, Z., HONG, Q., YU, H. & LIU, R. (2008) Parameter uncertainty analysis of the non-point source pollution in the Daning River watershed of the Three Gorges Reservoir Region, China, *Sci. Total Environ.*, 405: 195-205.

STREETER, A. W. & PHELPS, E. B. (1925) *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration*, US Public Health Bulletin 146, US Public Health Service, Washington, DC, 75 p.

TERRADO, M., LAVIGNE, M.-P., TREMBLAY, S., DUCHESNE, S., VILLENEUVE, J.-P., ROUSSEAU, A. N., BARCELO, D. & TAULER, R. (2009) Distribution and assesssment of surface water contamination by application of chemometric and deterministic models, *J. Hydrol.*, 369: 416-426.

THACKSTON, E. L. & KRENKEL, P. A. (1969) Reaeration Prediction in natural streams, *J. Sanit. Eng. Div.*-ASCE, 95(1): 65-94.

THAI NGUYEN (2004) *Annual Report on Environmental Status*, Department for Natural Resources and Environment, Thai Nguyen Province, Vietnam.

THAI NGUYEN (2008) *Agriculture Report*, Department of Agriculture and Rural Development, Thai Nguyen province, Vietnam.

THEURER, F. G. & CLARKE, C. D. (1991) Wash load component for sediment yield modeling, *Proceedings of the Fifth Federal Interagency Sedimentation Conference*, 1-8 March, Federal Energy Regulatory Commission, pp. 18-21.

TRINH ANH, D., BONNET, M. P., VACHAUD, G., VAN MINH, C., PRIEUR, N., VU DUC, L. & LAN ANH, L. (2006) Biochemical modeling of the Nhue River (Hanoi, Vietnam): Practical identifiability analysis and parameters estimation, *Ecol. Model.,* 193: 182-204.

TSIVOGLOU, E. C. & WALLACE, J. R. (1972) *Characterization of Stream Reaeration Capacity*, EPA-R3-72-012, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 317 p.

TURCOTTE, R., FORTIN, J.-P., ROUSSEAU, A. N., MASSICOTTE, S. & VILLENEUVE, J.-P. (2001) Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network, *J. Hydrol.,* 240: 225-242.

TURCOTTE, R., FORTIN, L.-G., FORTIN, J.-P., FORTIN, V. & VILLENEUVE, J.-P. (2007) Operational analysis of the spatial distribution and the temporal evolution of the snowpack water equivalent in southern Quebec, Canada, *Nord. Hydrol.*, 38(3): 211-234.

TURCOTTE, R., ROUSSEAU, A. N., FORTIN, J.-P. & VILLENEUVE, J.-P. (2003) A process-oriented multiple-objective calibration strategy accounting for model structure, *Calibration of watershed models*, Q. Duan, V. K. Gupta, S. Sorooshian, A. N. Rousseau & R. Turcotte (Ed.), American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 153-163.

USEPA (1999) *Draft Guidance for Water Quality-Based Decisions: The TMDL Process (Second Edition)*, EPA 841-D-99-001, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

UUSITAL, R., TURTOLA, E., KAUPPILA, T. & LILJA, T. (2001) Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils, *J. Environ. Qual.*, 30:589-595.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2005). *Bao Cao – Ket Qua Quan trac Moi Truong Nuoc Mat Luu Vuc Song Cau – Dot 1, 2, 3 Nam 2005* (*Rivière Cau – Campagne de mesure de la qualité de l'eau 2005 – Volume 1, 2 et 3*), Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam, resp. 65, 67 et 68 p.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2006). *Base de données des mesures de qualité de l'eau de la campagne du 30 août au 8 septembre 2006*, Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2007). *Base de données des mesures de qualité de l'eau des campagnes des 16 janvier, 27 au 31 août, 26 au 30 septembre, et 3 au 11 décembre 2007*, Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2008). *Report on Water Quality Monitoring for Cau River - Project on Integrated Cau River Basin Management, Hanoi, Vietnam: First time - from 17 to 21 September, 2008.* Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam, 18 p.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2009a). *Report on Water Quality Monitoring for Cau River - Project on Integrated Cau River Basin Management, Hanoi, Vietnam: Second time - from 14 to 17 January, 2009.* Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam, 19 p.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2009b). *Report on Water Quality Monitoring for Cau River - Project on Integrated Cau River Basin Management, Hanoi, Vietnam - from 23 April to 27 April, 2009.* Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam, 19 p.

VAST (Vietnamese Academy of Science and Technology) (2010). *Report on Water Quality Monitoring for Cau River - Project on Integrated Cau River Basin Management, Hanoi, Vietnam - from 16 April to 20 April, 2010.* Institute of Environmental Technology, Hanoi, Vietnam, 19 p.

VEZINA, K., BONN, F. & CU, P. V. (2006) Agricultural land-use patterns and soil erosion vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands, *Landscape Ecol.,* 21(8): 1311-1325.

VIETNAM ATLAS (1999) Ministère de la technologie et de l'environnement, Vietnam.

VIETNAMESE GOVERNMENT (2003) *Prime Minister's Decision on: Approving the National Strategy on Environmental Protection till 2010 and Orientations towards 2020,* No.256/2003/QD-TTg, Vietnam, 9 p.

VILLENEUVE, J.-P., BLANCHETTE, C., DUCHEMIN, M., GAGNON, J.-F., MAILHOT, A., ROUSSEAU, A. N., ROUX, M., TREMBLAY, J.-F. & TURCOTTE, R. (1998a) *Rapport final du projet GIBSI: Gestion de l'eau des bassins versants à l'aide d'un système informatisé - Tome 1,* Rapport N° R-462, INRS-Eau, Sainte-Foy, 371 p.

VILLENEUVE, J.-P., BLANCHETTE, C., DUCHEMIN, M., MAILHOT, A., ROUSSEAU, A. N., ROUX, M., TREPANIER, S. & TURCOTTE, R. (1998b) *Document relatif aux commentaires du Comité de suivi du projet GIBSI*, Rapport N° 462 Add1, INRS-Eau, Sainte-Foy, 63 p.

VILLENEUVE, J.-P., ROUSSEAU, A. N., MAILHOT, A., SALVANO, E., SIMARD, B., CORRIVEAU, R. & TREMBLAY, S. (2003). *Guide de l'usager de GIBSI (Version II – 2003)*, Rapport N° R-549-g2, INRS ETE, Sainte-Foy, 98 p.

WATTENBACH, M., HATTERMAN, F., WENG, R., WECHSUNG, F., KRYSANOVA, V. & BADECK, F. (2005) A simplified approach to implement forest eco-hydrological properties in regional hydrological modeling, *Ecol. Model,* 187(1): 49-50.

WILLIAMS, J. R. & BERNDT, H. D. (1977) Sediment yield prediction based on watershed hydrology, *Trans. ASAE*, 20: 1100-1104.

WILLIAMS, J. R. (1985) The physical components of the EPIC model, Dans : *Soil Erosion and Conservation,* Soil Conservation Society of America, El-Swaify, S. A., Moldenhauer, W. C., Lo, A. (Eds.), Ankeny, IA, pp. 272-284.

WILLIAMS, J. R., JONES, C. A. & DYKE, P. T. (1984) A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity, *Trans. ASAE* 27 :129–144.

WILLIAMS, J. R., NICKS, A. D. & ARNOLD, J. G. (1985) Simulator for water resources in rural basins, *J. Hydraul. Eng-ASCE,* 111(6): 970-986.

WILLIAMS, J. R. (1975) Sediment Routing for agricultural Watersheds, *Water Resour. Bull.*, 11(5): 965-974.

WILLIAMS, J. R. (1995) *The EPIC Model.* 1995, Dans : *Computer models of watershed hydrology*, Water Resour. Publications, V.P. Singh (Ed.), Highlands Ranch, CO, pp. 909-1000.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. (1965) *Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains,* Agricultural Handbook 282, US Department of Agriculture-Agricultural Research Service, Washington, DC, 47 p.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning*, Agricultural Handbook 537, US Department of Agriculture-Agricultural Research Service, Washington, DC, 58 p.

YALIN, Y. S. (1963) An expression for bed-load transportation, *J. Hydraul. Div-ASCE*, 89: 221-250.

YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D. & ANDERSON, W. P. (1989) Agricultural non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds, *J. Soil Water Conserv.*, 44(2): 168-173.

YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D. &, ANDERSON, W. P. (1994) *Agricultural Non-Point Source Pollution Model*, *AGNPS User's Guide*, US Department of Agriculture – Agricultural Research Service, Version 4.03.

ZOU, R., LUNG, W.-S. & WU, J. (2009) Multiple-pattern parameter identification and uncertainty analysis approach for water quality modeling, *Ecol. Model*, 220: 621-629.

9. ANNEXES

9.1 Décrets environnementaux

Le gouvernement vietnamien a adopté depuis 1993 des séries de directives pour contrer les rejets de produits polluants dans l'environnement (Vietnamese Government, 2003).

Décembre 1993 : Loi sur la protection de l'environnement.

29 avril 1994 : Décret 200/TTg du Premier Ministre pour garantir la qualité de l'eau et la salubrité de l'environnement rural.

Avril 1995 : Création de la Commission vietnamienne pour la rivière Mékong.

30 juillet 1996 : Instruction 487/TTg du Premier Ministre pour renforcer le contrôle de l'état sur les ressources en eau.

Décembre 1998 : Décision N° 237/1998-QD-TTg approuvant les objectifs nationaux pour le programme concernant la qualité de l'eau et la salubrité de l'environnement rural.

1998 : Orientation stratégique pour l'approvisionnement urbain en eau jusqu'en 2020, Ministère de la construction (MOC).

1999 : Orientation stratégique pour le développement urbain jusqu'en 2020, Ministère de la construction (MOC).

1er juin 1999 : Mise en application de la loi sur les Ressources en Eau adopté par l'Assemblée Nationale en mai 1998.

15 juin 2000 : Décision N° 67/2000/QD-TTg menant à la création du Conseil national des Ressources en Eau.

25 août 2000 : Décision N° 104/2000/QD-TTg définissant la stratégie nationale pour l'approvisionnement en eau et la salubrité de l'environnement rural jusqu'en 2020.

2002 : Préparation d'un plan directeur et création de structures administratives :

MONRE, Ministère des Ressources Naturelles et de l'Environnement;

DONRE, Départements des Ressources Naturelles et de l'Environnement.

2 décembre 2003 : Décision N° 256/2003/QD-TTg définissant la stratégie nationale pour la protection de l'environnement pour 2010 et les orientations pour 2020 :

- Certification ISO 14001 pour 80% des manufacturiers de biens exportables.
- Implantation de systèmes de traitement des eaux usées pour 100% des espaces urbains et des parcs industriels.
- Assainissement de l'eau de consommation pour 100% des populations urbaines et 95% des populations rurales.
- Reforestation à 48% des superficies naturelles
- Certification ISO 14021 pour 100% des produits exportables et 50% des produits de consommation intérieure.

1er juillet 2005 : Décision N° 52/2005/QH11 – La loi sur la protection de l'environnement est amendée pour regrouper sous la direction du MoNRE la gestion de nombreux services reliés à l'environnement (eaux, terres, minerais) dont les services d'hydrométéorologie, d'inspection et de cartographie.

Cependant, le manque de ressources et de personnel qualifié a pu nuire à l'efficacité de ces diverses mesures. Par la suite, le gouvernement précisa les directives concernant la gestion de l'eau en 2006 (MoNRE, 2006b) et la gestion par bassin versant en 2008 (JICA, 2009) :

14 avril 2006 : Décision N° 81/2006/QD-TTg définissant la stratégie nationale pour les ressources en eau jusqu'en 2020.

Décembre 2008 : Décision N° 120/2008/ND-CP – Gestion par bassin versant : WEMP (Water Environment Management Plan) pour la rivière Cau, (JICA, 2009).

9.2 Sources de pollution

Tableau 9-1 **Nombre de sources de pollution par catégories et par priorité, Thai Nguyen et Bac Kan (JICA & MONRE, 2009).**

Catégories	Province	Priorités			Total
		Très élevées	Élevées	Autres	
Industries	Thai Nguyen	24	22	64	110
	Bac Kan	10	3	6	19
	Sous-total	**34**	**25**	**70**	**129**
Mines	Thai Nguyen	23	2	0	25
	Bac Kan	2	3	8	13
	Sous-total	**25**	**5**	**8**	**38**
Artisanat	Thai Nguyen	1	10	13	24
	Bac Kan	0	0	0	0
	Sous-total	**1**	**10**	**13**	**24**
Fermes animales	Thai Nguyen	0	1	0	1
	Bac Kan	0	1	0	1
	Sous-total	**0**	**2**	**0**	**2**
Hôpitaux	Thai Nguyen	4	6	0	10
	Bac Kan	1	0	0	1
	Sous-total	**5**	**6**	**0**	**11**
Sites d'enfouissement	Thai Nguyen	1	1	0	2
	Bac Kan	1	1	0	2
	Sous-total	**2**	**2**	**0**	**4**
Total	Thai Nguyen, total	53	3.2	77	172
	Bac Kan, total	14	8	14	36
	Thai Nguyen et Bac Kan, total	**67**	**50**	**91**	**208**

9.3 Recensement des espèces de phytoplancton

Nous nous sommes basés sur le recensement du phytoplancton effectué dans le cadre de la collecte de données des mois d'octobre, de novembre et de décembre 2005 (VAST, 2005). Le phytoplancton est réparti en plusieurs grandes familles : les Bacillariophytes, les Chlorophytes, les Cyanophytes, les Euglénophytes, les Chrysophytes et les Pyrrhophytes.

Nous avons comptabilisé le nombre d'espèces recensées pour chaque classe dans chaque famille à chaque station, autant sur la rivière Cau et trois de ses affluents que sur la rivière Cong.

Nous avons illustré les Bacillariophytes (Figure 9-1), les Chlorophytes (Figure 9-3) et nous avons regroupé les quatre dernières familles puisqu'il y a peu de classes répertoriées sur les divers sites (Figure 9-5). L'emplacement des stations est indiqué à la Figure 2-3.

Comme les noms des diverses espèces sont relativement peu connus, nous avons illustré une des espèces les plus abondantes parmi les classes de chaque catégorie : les Bacillariophytes (Figure 9-2), les Chlorophytes (Figure 9-4) et les autres familles (Figure 9-6).

De façon générale, plusieurs espèces semblent se développer avantageusement en novembre 2005 et encore plus en décembre. Durant cette période, le niveau d'eau est bas et relativement stable, comparativement aux crues de la mousson qui peuvent déstabiliser le développement des algues.

La baisse de température peut aussi être profitable, car plusieurs espèces migrent vers le fond quand il fait trop chaud ou quand il y a trop de lumière.

Sur la rivière Cong, on observe toujours beaucoup de variétés comme sur la rivière Cau en aval de Gia Bay. Ce sont deux régions fortement agricoles, sillonnées de canaux d'irrigation.

9.3.1 Bacillariophytes

Parmi les bacillariophytes, on observe une nette prédominance en octobre des naviculacées à Cau Pha et à Cau Tra Vuon et elles se répandent partout en novembre et en décembre (Figure 9-1 et Figure 9-2).

Suivent de près les fragilariacées, qui semblent préférer les vallées et les régions montagneuses, et les tabélariacées, qui sont abondants en octobre et en décembre, après une éclipse en novembre.

Les achnanthacées semblent spécifiques à Cau Tra Vuon, juste un peu après Gia Bay. On les retrouve aussi en quelques endroits sur la rivière Cong. Les coscinodiscacées sont particulièrement abondants sur la rivière Cong

9.3.2 Chlorophytes

En octobre et en novembre, on retrouve principalement des ulotricacées sur la rivière Cau, tandis qu'il y a un peu plus de variété sur la rivière Cong. Par contre, en décembre on observe une abondance d'espèces avec l'apparition des desmidiscées, des scénédesmacées et des zygnématacées un peu partout sur la rivière Cau.

Ce sont des espèces qui semblent particulièrement profiter des conditions hivernales, même à Than Sa (Figure 9-3 et Figure 9-4).

9.3.3 Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes

On retrouve en tout temps des oscillatoriacées sur la rivière Cau, mais en novembre et en décembre, les nostocacées se développent un peu et les cératiacées apparaissent en décembre à Hoa Binh et à Gia Bay, quand on ne les retrouvait qu'en un seul endroit auparavant à Ho Nui Coc sur la rivière Cong (Figure 9-5 et Figure 9-6).

À Than Sa, on ne trouve aucune des espèces recensées et pourtant ce sont des espèces assez résistantes, mais qui peuvent être affectées par les rejets occasionnels de métaux lourds dans cette région (section 9.4).

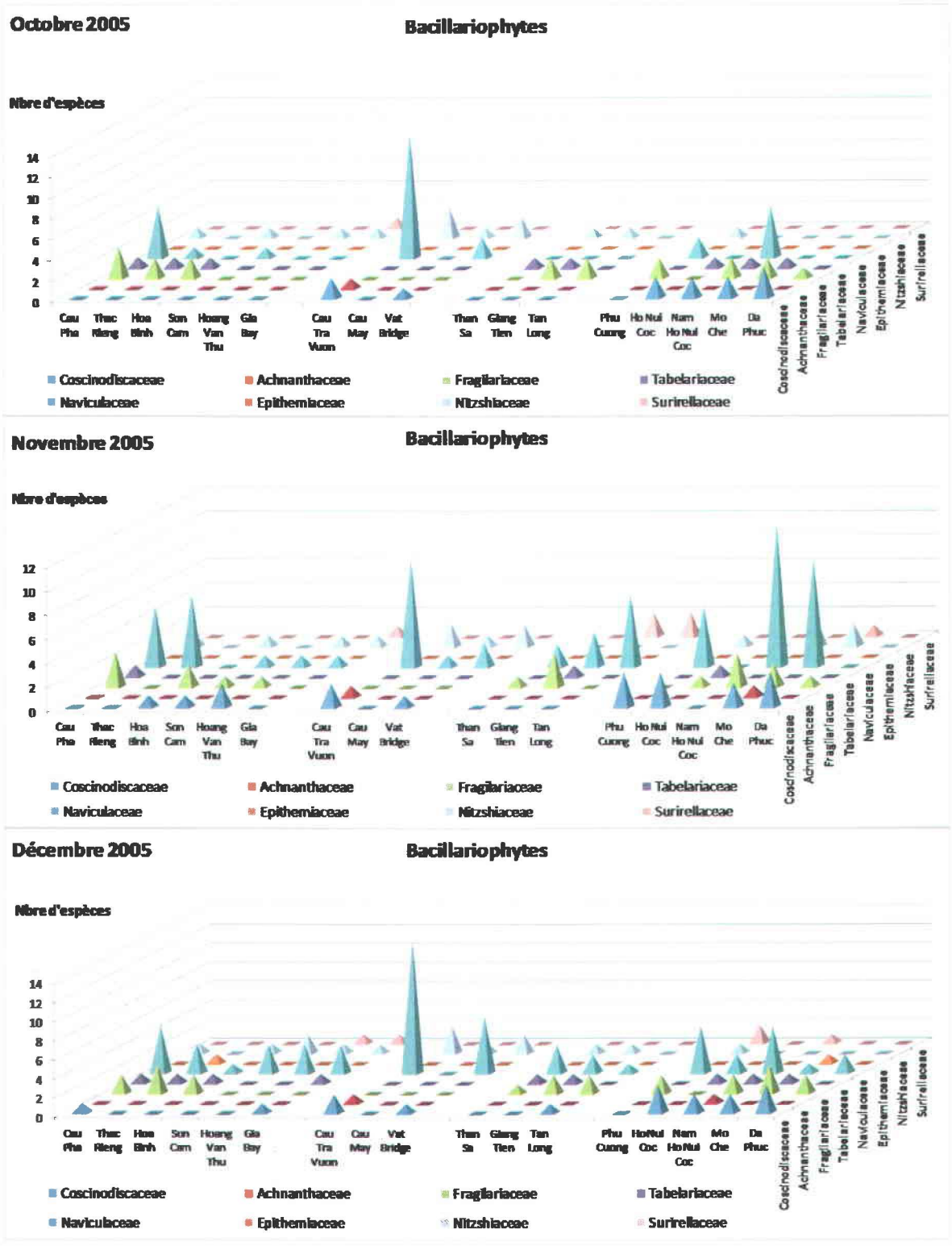


Figure 9-1 Bacillariophytes en octobre, novembre et décembre 2005.

BACILLARIOPHYTES

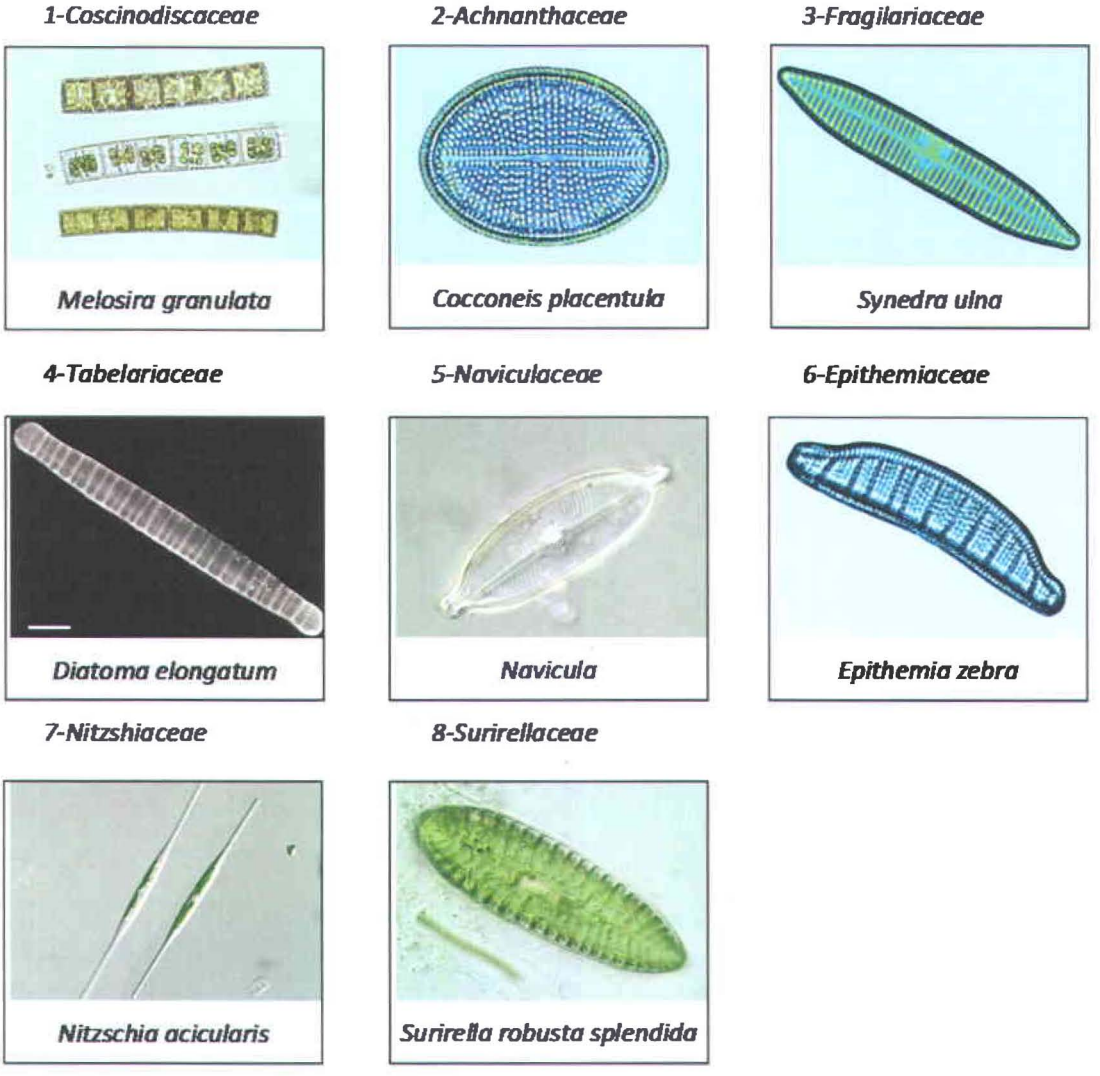


Figure 9-2 **Espèces représentatives de huit classes de Bacillariophytes**

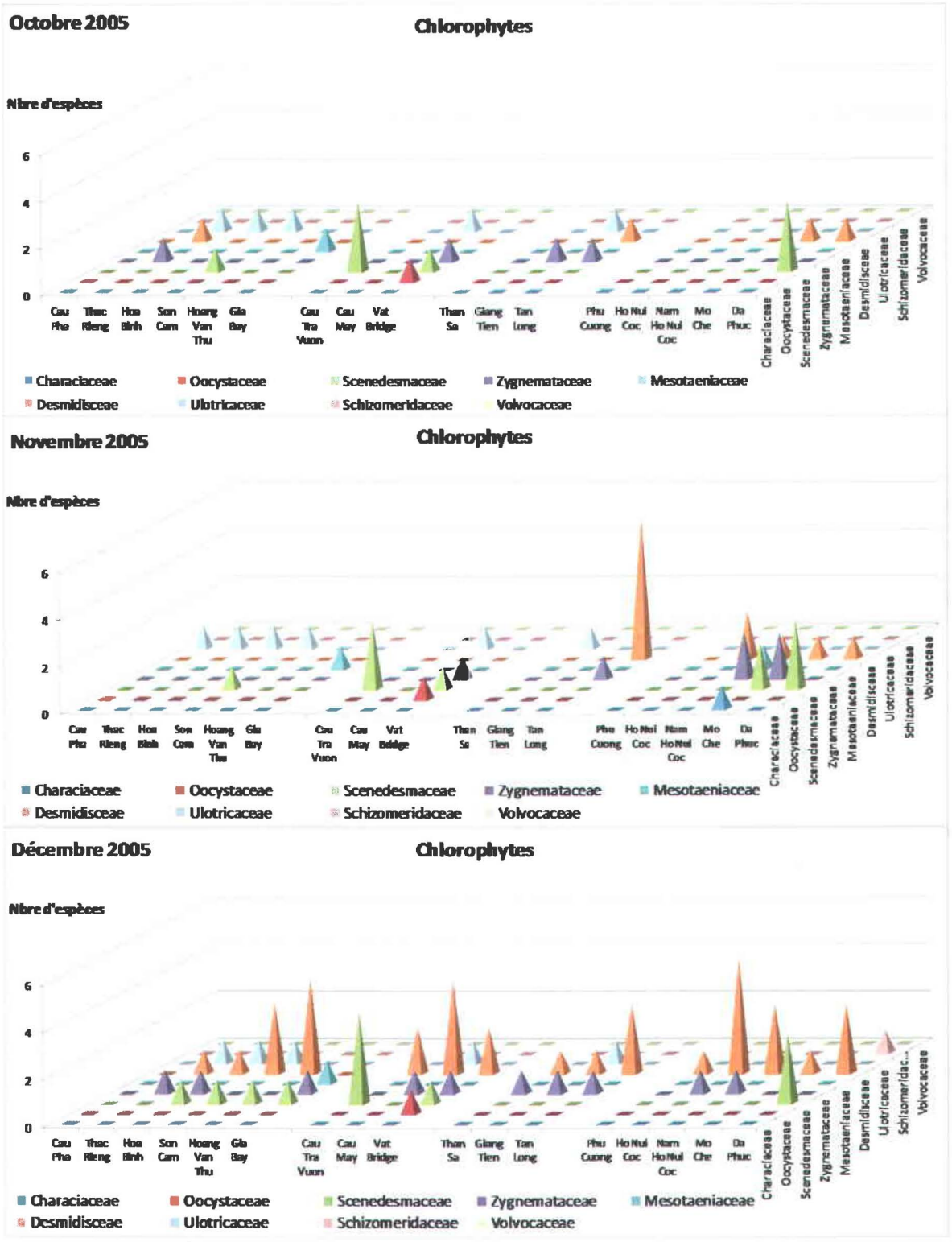


Figure 9-3 Chlorophytes en octobre, novembre et décembre 2005

CHLOROPHYTES

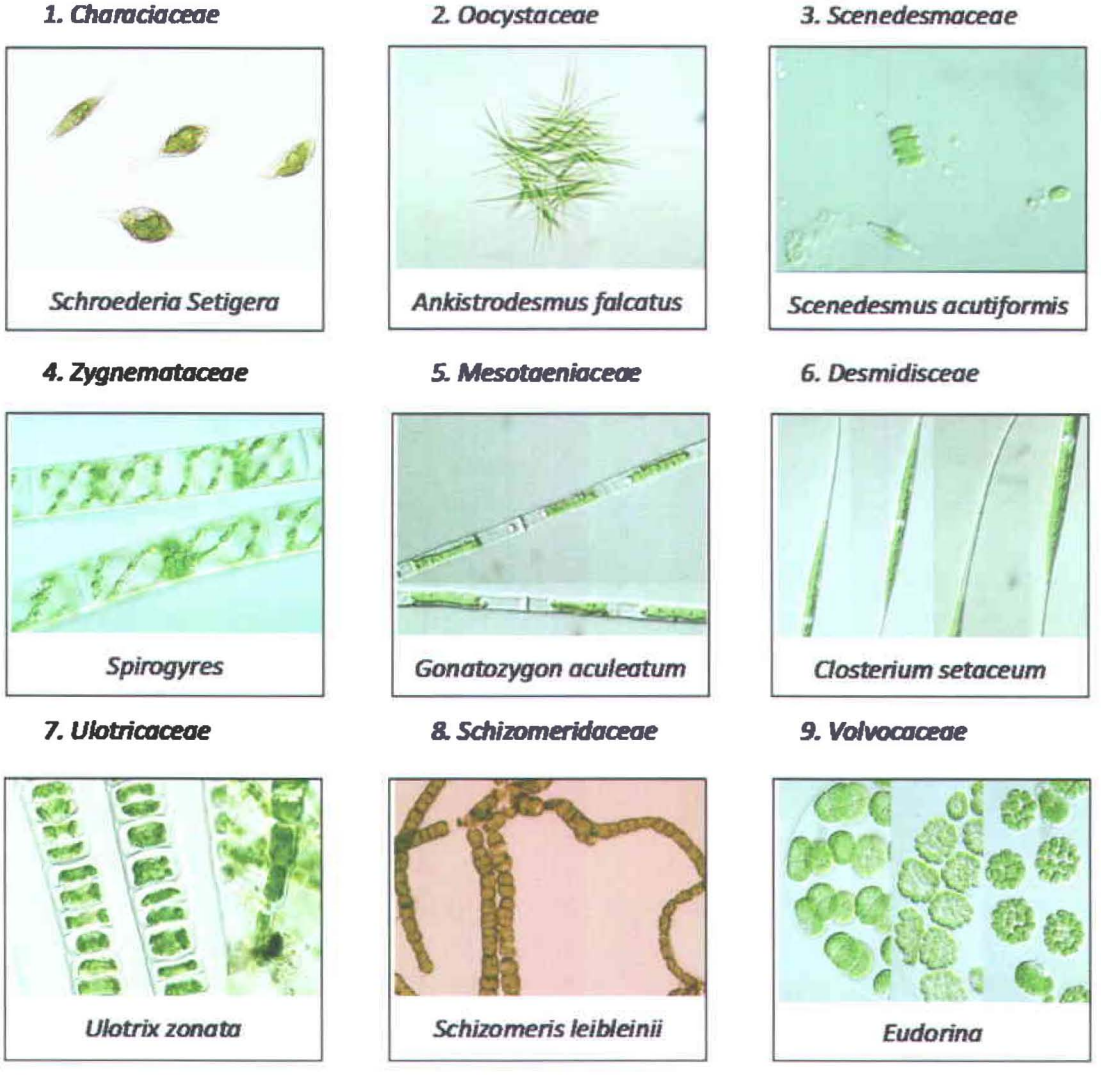


Figure 9-4 **Espèces représentatives de neuf classes de Chlorophytes**

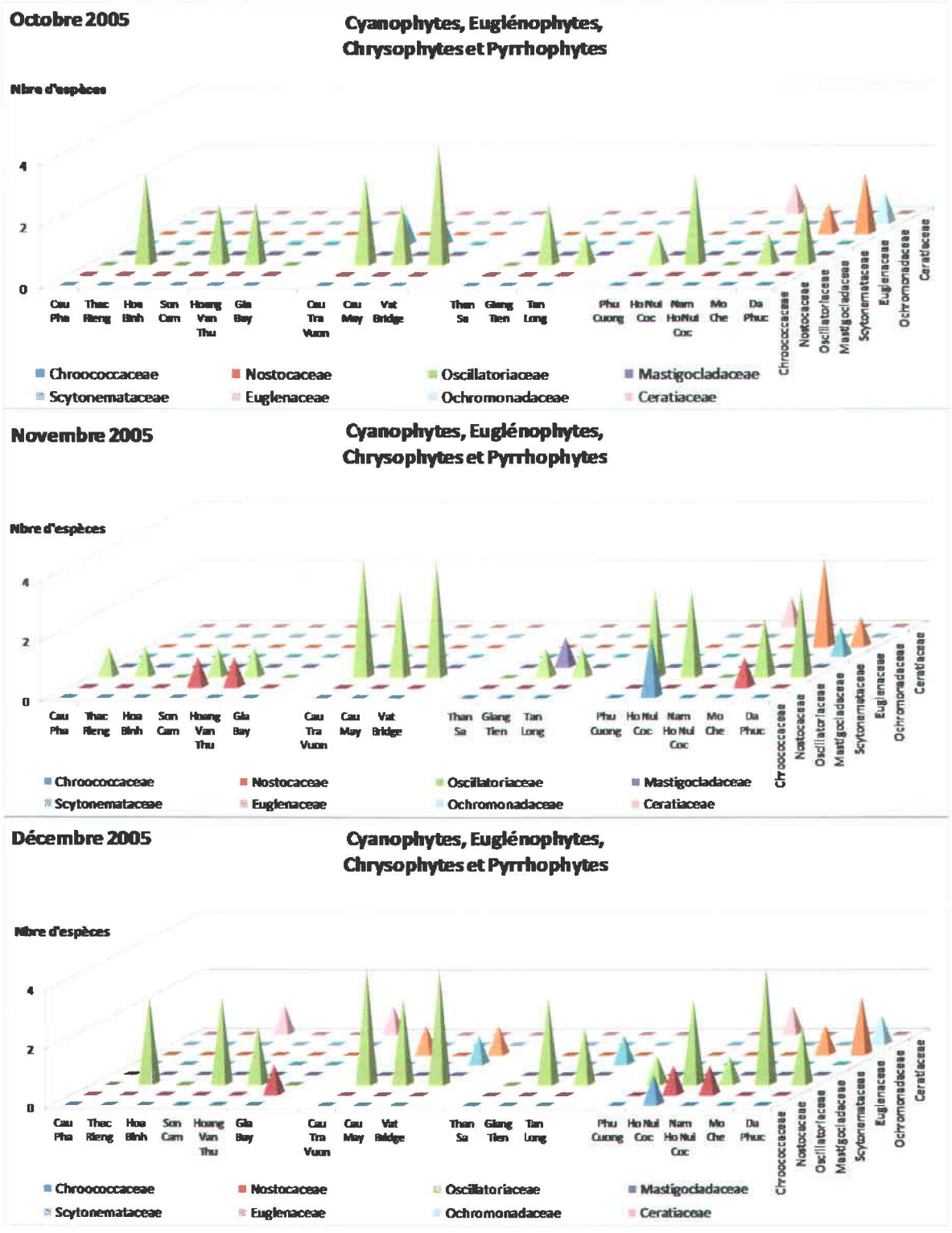


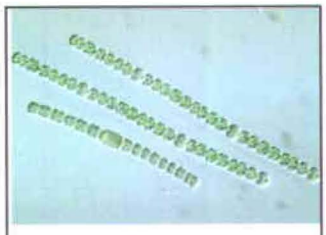
Figure 9-5 Cyanophytes, Euglénophytes, Chrysophytes et Pyrrhophytes en octobre, novembre et décembre 2005.

CYANOPHYTES

1. Chroococcaceae

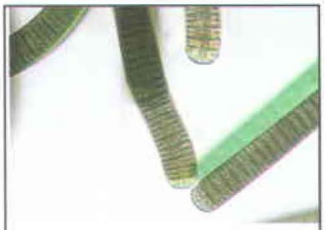
Mycrosystis aeruginosa

2. Nostocaceae



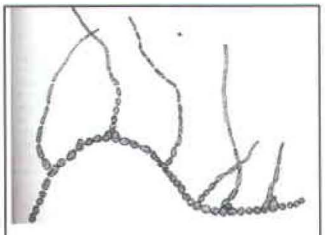
Anabaena

3. Oscillatoriaceae



Oscillatoria limosa

4. Mastigocladaceae



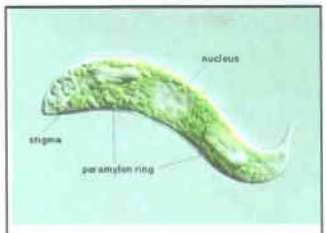
Mastigocladus laminosus

5. Scytonemataceae

Tolypothrix tenuis

EUGLÉNOPHYTES

6. Euglenaceae



Euglena gaumei

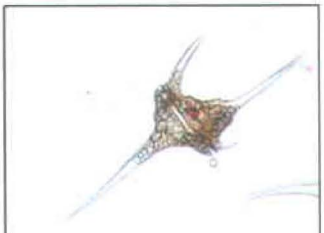
CHRYSOPHYTES

7. Ochromonadaceae

Dinobryon sertularia

PYRROPHYTES

8- Ceratiaceae



Ceratium hirundinella

Figure 9-6 **Espèces représentatives de 5 classes de Cyanophytes ainsi que des espèces représentant les Euglénophytes, les Chrysophytes et les Pyrrhophytes.**

9.4 Contamination par les métaux lourds

Durant les campagnes de mesures de 2005 à 2007, on mesura les concentrations de cadmium et de plomb. Quelques endroits contaminés par le cadmium ont été identifiés mais la principale contamination était celle liée au plomb. Durant les campagnes de mesures de 2008 à 2010, on mesura plutôt les concentrations de manganèse, de mercure et de plomb.

9.4.1 Manganèse

En général, les concentrations de manganèse se maintiennent sous le critère d'eau potable à 100 µg/l tout le long de la rivière Cau (Figure 9-7). Mais, à Than Sa et à Giang Tien, on constate que les concentrations de manganèse peuvent être beaucoup plus élevées, particulièrement en janvier quand il n'y a pas beaucoup d'eau. Les rejets municipaux à Mo Bach sont aussi très chargés, et même si les débits ne sont pas très élevés, des concentrations aussi fortes peuvent être problématiques pour les tronçons situés à proximité.

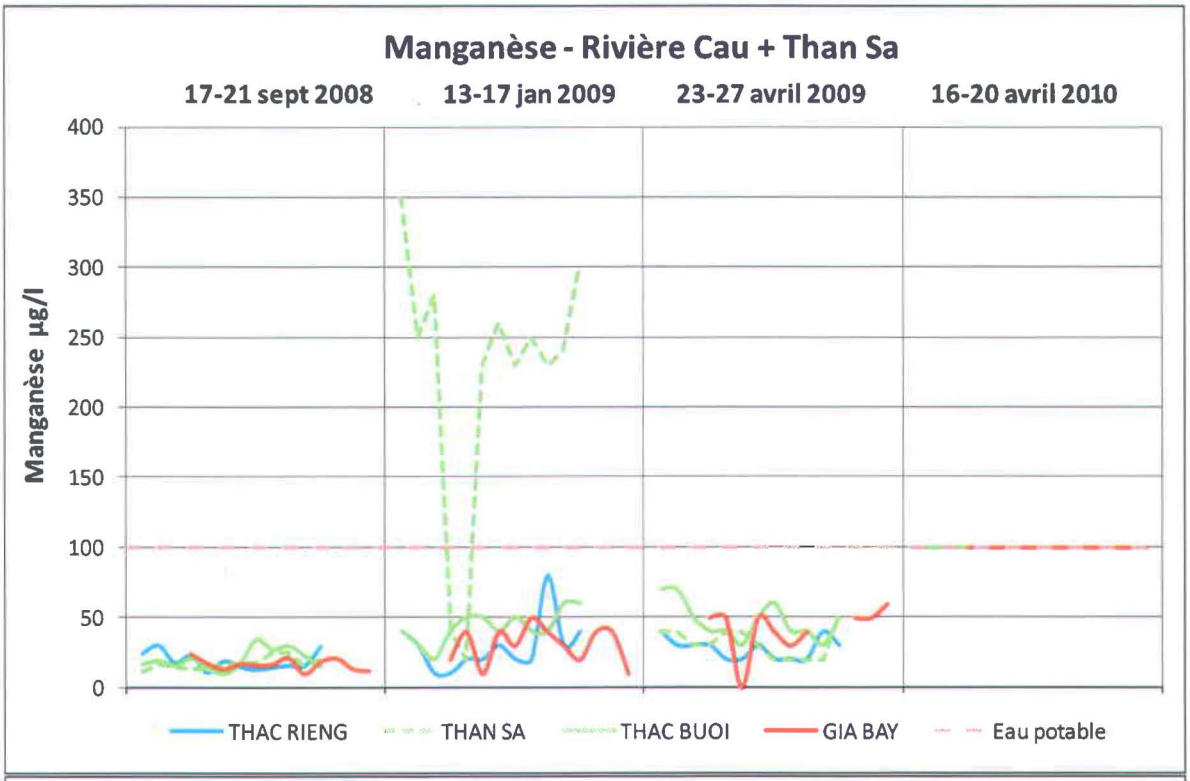
9.4.2 Mercure

Les concentrations de mercure se maintiennent généralement en bas de 1 µg/l, le critère de qualité pour l'eau potable, sauf à Than Sa en avril 2010 où elles montent jusqu'à 4 µg/l (Figure 9-8).

9.4.3 Plomb

Les concentrations de plomb se maintiennent généralement en bas de 10 µg/l, mais à quelques reprises des hausses importantes dépassent les critères de qualité, que ce soit à Than Sa en septembre 2008 et en janvier 2009 ou à Thac Buoi en avril 2009 et à Gia Bay en 2010 (Figure 9-9). Il peut y avoir plusieurs sources de contamination par le plomb, mais on s'accorde pour dire que les procédés de purification de l'or à Than Sa contaminent régulièrement la rivière.

À Cho Moi et à Giang Tien, les concentrations de plomb sont très élevées le 17 septembre 2008 pour redescendre drastiquement par la suite. Comme les débits sont importants, cela peut être dû à un lessivage des sols ou à un brassage des sédiments. Par la suite, les niveaux se sont maintenus autour de 5 µg/l. En avril 2010, le seuil de détection a été relevé à 5 µg/l.



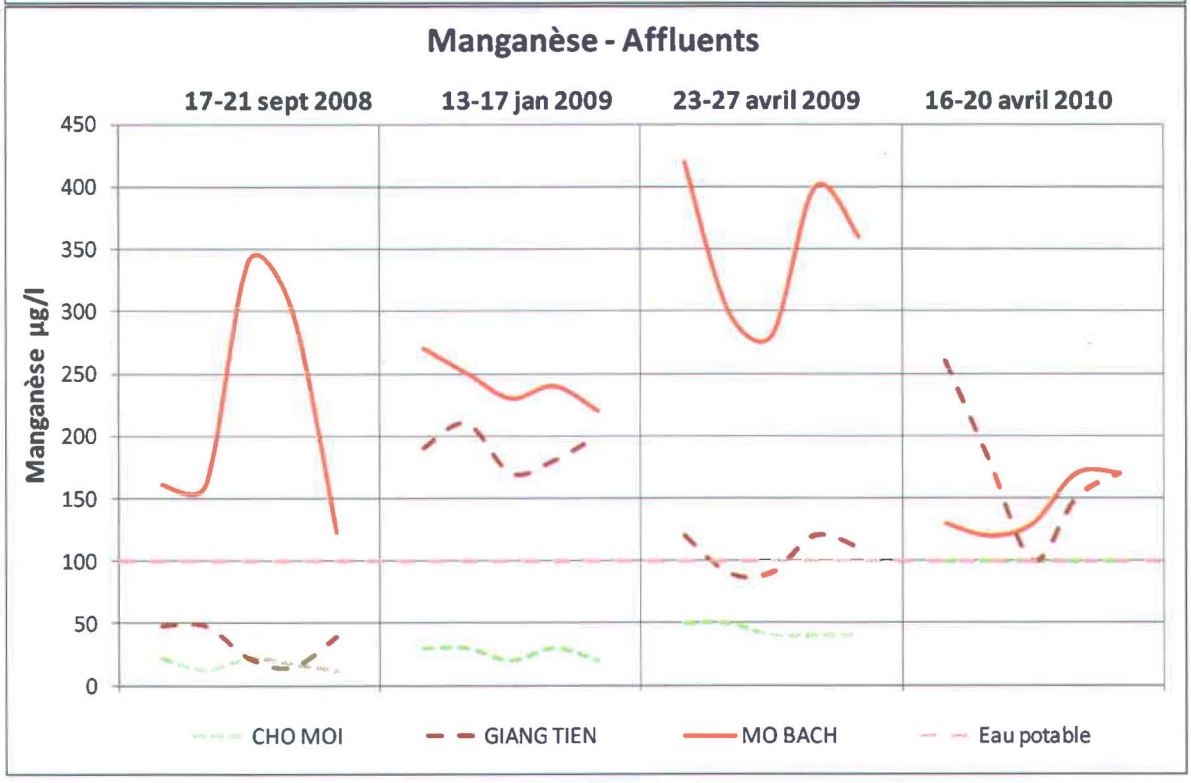


Figure 9-7 **Manganèse – 2008 à 2010.**

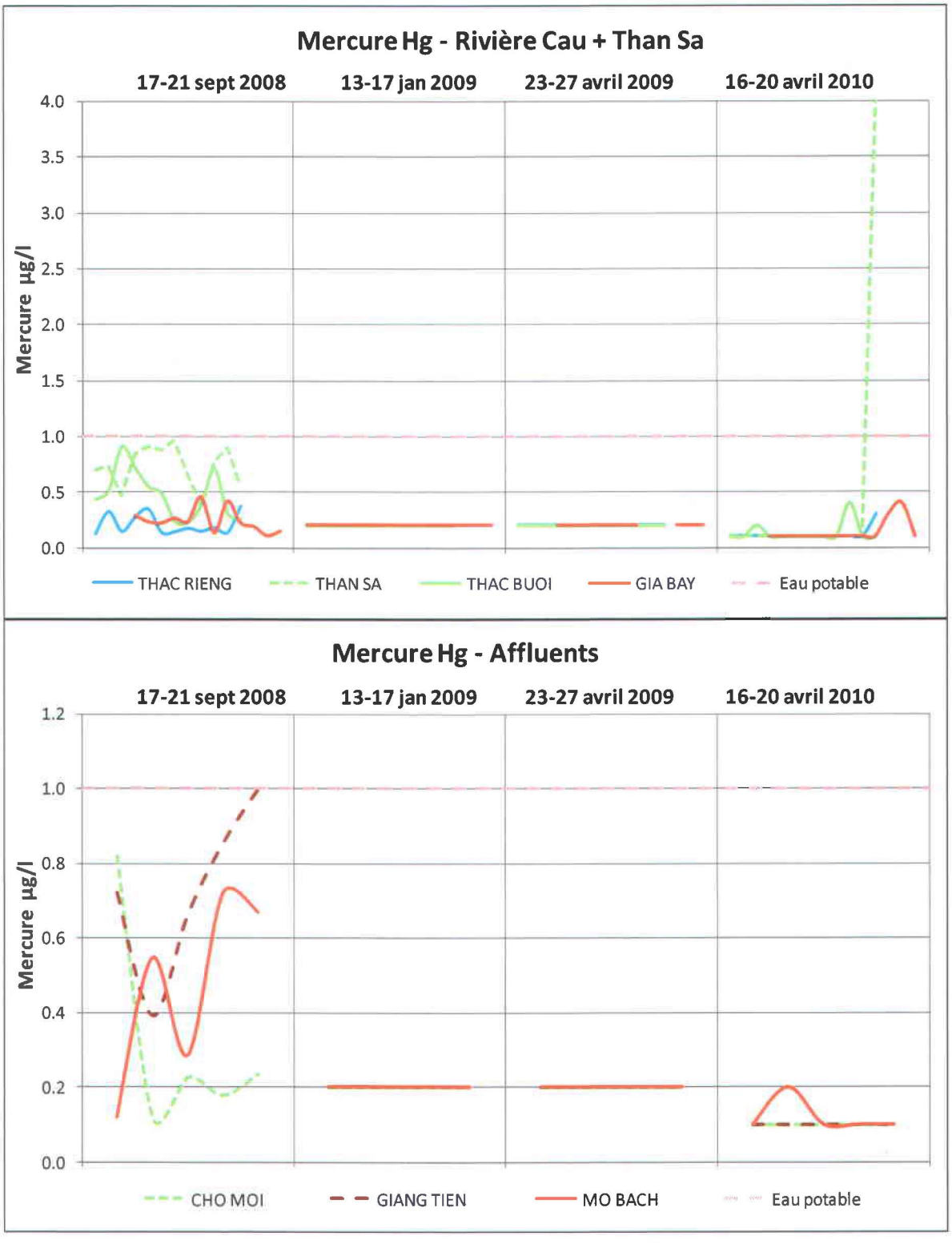


Figure 9-8 **Mercure – 2008 à 2010.**

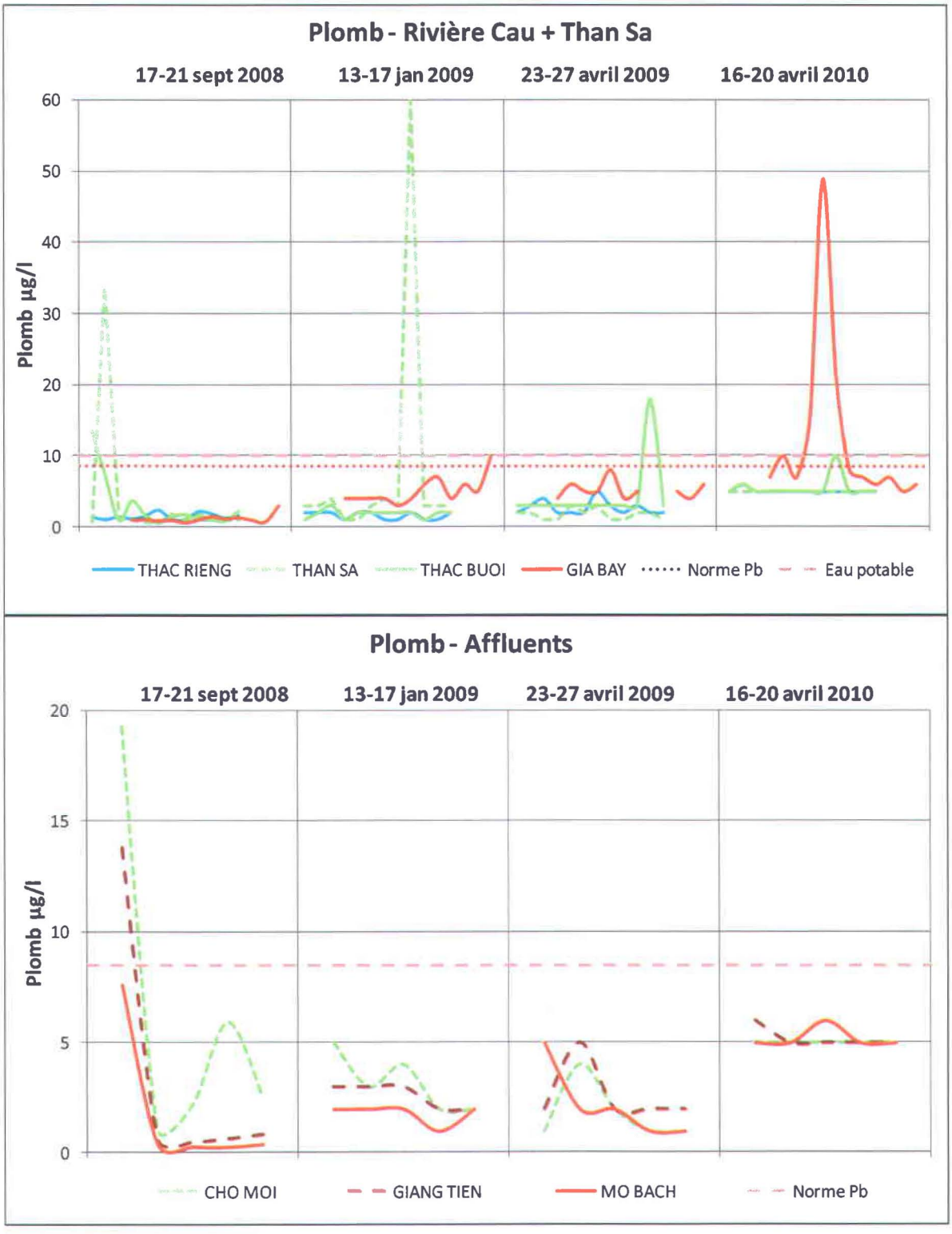


Figure 9-9 **Plomb – 2008 à 2010.**

9.5 Campagnes de mesures de 2008 à 2010

Tableau 9-2 Campagnes de mesures de 2008 à 2010

Rivière	Stations	09/2008	01/2009	04/2009	04/2010
Nghinh Tuong	Than Sa	3 fois/jour du 17 au 20	3 fois/jour du 13 au 16	3 fois/jour du 23 au 26	3 fois/jour du 16 au 19
Cau	Thac Rieng	3 fois/jour du 17 au 20	3 fois/jour du 13 au 16	3 fois/jour du 23 au 26	3 fois/jour du 16 au 19
Cau	Thac Buoi	3 fois/jour du 17 au 20	3 fois/jour du 13 au 16	3 fois/jour du 23 au 26	3 fois/jour du 16 au 19
Cau	Gia Bay	3 fois/jour du 18 au 21	3 fois/jour du 14 au 17	3 fois/jour du 24 au 27	3 fois/jour du 17 au 20
Cau	Cha	—	3 fois/jour du 14 au 17	3 fois/jour du 24 au 27	3 fois/jour du 17 au 20
Cau	Vat Bridge	3 fois/jour du 18 au 21	3 fois/jour du 14 au 17	3 fois/jour du 24 au 27	3 fois/jour du 17 au 20
Chu	Cho Moi	1 fois/jour du 17 au 21	1 fois/jour du 13 au 17	1 fois/jour du 23 au 27	1 fois/jour du 16 au 20
Du	Giang Tien	1 fois/jour du 17 au 21	1 fois/jour du 13 au 17	1 fois/jour du 23 au 27	1 fois/jour du 16 au 20
Rejet municipal	Mo Bach	1 fois/jour du 17 au 21	1 fois/jour du 13 au 17	1 fois/jour du 23 au 27	1 fois/jour du 16 au 20
Rejet industriel	Luu Nhan Chu	1 fois/jour du 17 au 21	1 fois/jour du 13 au 17	1 fois/jour du 23 au 27	1 fois/jour du 16 au 20
Cong	Da Phuc	1 fois/jour du 17 au 21	1 fois/jour du 13 au 17	1 fois/jour du 23 au 27	1 fois/jour du 16 au 20

9.6 Résultats du calage initial et régional

Pour chaque paramètre, les résultats ont été évalués à partir des fonctions « objectif » relative et absolue en calculant l'écart relatif entre les valeurs simulées et les moyennes journalières aux trois stations de Thac Rieng, Thac Buoi et Gia Bay sur la rivière Cau. Comme nous l'avons expliqué précédemment aux sections 3.4, 4.6 et 6.0, QUAL2E-GIBSI établit pour chaque variable d'état une concentration moyenne journalière.

Pour chaque station de mesure, nous avons comparé ces résultats simulés aux moyennes journalières calculées à partir des trois relevés quotidiens pour les trois journées par campagne où nous avions des données complètes (voir en annexe, section 9.6, pour le calendrier des campagnes).

Nous avons ainsi ajusté chaque variable en minimisant les écarts relatifs pour les neuf moyennes journalières (trois stations, trois jours consécutifs, trois campagnes) pour obtenir finalement un ensemble de paramètres régionalisés.

Nous nous sommes servis de la fonction « objectif » relative pour faire les ajustements et de la fonction « objectif » absolue pour évaluer la moyenne des écarts relatifs. Nous avons inscrit les écarts relatifs pour chaque station et pour chaque journée de même que les moyennes relative et absolue des fonctions « objectif » pour chaque journée pour les trois stations et l'écart relatif moyen pour chaque station pour les trois campagnes.

Les résultats de validation pour avril 2010 sont ajoutés à la fin des deux calages, initial et régional, pour des fins de comparaison, mais ils n'ont pas servi pour le calage des paramètres.

Nous avons regroupé les variables d'état en suivant l'ordre des cycles de présentation :

Oxygène dissous et DBO_5 : Tableau 9-3;

Coliformes et Chlorophylle-A : Tableau 9-4;

Azote organique et ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) : Tableau 9-5;

Nitrites ($N\text{-}NO_2^-$) et nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) : Tableau 9-6;

Phosphore organique et dissous : Tableau 9-7.

Tableau 9-3 Calage initial et régional : Oxygène dissous et DBO_5

OXYGÈNE DISSOUS Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	3	1	4	8	10	11	6	3	2	6 ± 4	3	2	1	2 ± 1
II THAC BUOI	3	4	2	5	10	11	6	7	3	6 ± 3	12	20	19	17 ± 4
III GIA BAY	18	16	18	35	61	33	2	9	15	23 ± 18	4	10	-1	4 ± 6
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	8	7	8	16	27	18	5	6	7	11 ± 7	6	11	6	8 ± 3
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	8	7	8	16	27	18	5	6	7	11 ± 7	8	11	7	9 ± 2
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	-1	0	2	3	3	0	-1	-1	0 ± 2	-1	-1	-1	-1 ± 0
II THAC BUOI	-2	-2	-3	3	8	9	-2	-1	-3	1 ± 5	9	16	14	13 ± 3
III GIA BAY	-4	-4	-1	16	44	18	-21	-25	-12	1 ± 22	-8	-12	-21	-14 ± 6
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	-2	-2	-1	7	18	10	-8	-9	-5	1 ± 9	0	1	-3	-1 ± 2
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	2	2	1	7	18	10	8	9	5	7 ± 5	6	10	12	9 ± 3

DBO_5 Écart relatif régional, moyen et en valeurabsolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1 ± 0	-21	-1	-1	-8 ± 11
II THAC BUOI	-3	13	100	3	-1	-8	-4	6	1	12 ± 34	-21	31	-1	3 ± 26
III GIA BAY	-49	-30	-23	-22	0	16	-1	23	-7	-10 ± 23	-21	8	3	-3 ± 16
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	-18	-6	25	-7	-1	2	-2	9	-2	0 ± 12	-21	13	0	-3 ± 17
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	18	14	41	9	1	8	2	10	3	12 ± 12	7	14	2	7 ± 6
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0
II THAC BUOI	-17	-3	71	-9	-11	-18	-16	-8	-12	-2 ± 28	-14	14	-14	-4 ± 16
III GIA BAY	-45	-25	-19	-13	10	30	12	40	6	-1 ± 27	34	24	18	25 ± 8
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	-21	-9	17	-7	0	4	-1	11	-2	-1 ± 11	7	13	1	7 ± 6
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	21	10	30	7	7	16	10	16	6	14 ± 8	16	13	10	13 ± 3

Tableau 9-4 Calage initial et régional : Coliformes et Chlorophylle-A.

COLIFORMES Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	-56	0	0	-19 ± 33
II THAC BUOI	4	9	6	-2	-7	-3	129	37	67	27 ± 45	-46	26	-13	-11 ± 36
III GIA BAY	-45	101	-43	-30	-14	-32	-30	10	3	-9 ± 45	-47	-10	168	37 ± 115
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	-14	37	-12	-11	-7	-12	33	15	23	6 ± 21	-50	5	52	2 ± 51
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	16	37	16	11	7	12	53	15	23	21 ± 15	26	12	60	33 ± 25
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0
II THAC BUOI	0	5	2	-4	-9	-5	122	32	62	23 ± 43	-10	22	-16	-1 ± 20
III GIA BAY	-40	122	-38	-24	-7	-27	-23	24	16	0 ± 51	93	2	208	101 ± 103
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	-13	42	-12	-9	-5	-11	33	19	26	8 ± 22	28	8	64	33 ± 28
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	13	42	13	9	5	11	48	19	26	21 ± 15	34	8	75	39 ± 34

CHLOROPHYLLE-A Écart relatif régional, moyen et en valeurabsolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	34	40	32	18	15	16	59	65	70	39 ± 22	23	61	51	45 ± 20
II THAC BUOI	25	29	15	16	40	26	51	66	70	38 ± 20	60	45	73	60 ± 14
III GIA BAY	208	139	3	31	82	4	24	69	79	71 ± 68	151	73	16	80 ± 68
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	89	69	17	22	45	15	45	67	73	49 ± 27	78	60	47	62 ± 16
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	89	69	17	22	45	15	45	67	73	49 ± 27	55	60	47	54 ± 7
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	2	4	3	-3	-4	-4	6	8	10	3 ± 5	7	6	2	5 ± 3
II THAC BUOI	-5	-5	-10	-10	12	2	-2	6	6	-1 ± 8	-2	-5	15	2 ± 11
III GIA BAY	117	66	-21	-5	36	-19	-20	3	6	18 ± 47	11	6	-24	-2 ± 19
ÉCART RELATIF MOYEN (%)	38	22	-9	-6	15	-7	-5	6	7	7 ± 16	5	2	-3	2 ± 4
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	41	25	11	6	17	8	10	6	7	15 ± 12	7	6	14	9 ± 4

Tableau 9-5 Calage initial et régional : Azote organique et ammoniacal

AZOTE ORGANIQUE Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1 ± 0	4	-1	-1	1 ± 3
II THAC BUOI	0	4	2	-3	3	-1	-5	1	0	0 ± 3	25	7	-6	9 ± 16
III GIA BAY	-36	10	-9	5	-12	-18	42	17	37	4 ± 26	17	17	-1	11 ± 10
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	-12	4	-3	0	-3	-6	12	5	12	1 ± 8	15	8	-3	7 ± 9
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	12	5	4	3	5	6	16	6	13	8 ± 5	8	8	3	6 ± 3
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1 ± 0	-1	-1	-1	-1 ± 0
II THAC BUOI	0	3	2	-3	3	-1	-5	0	0	0 ± 3	3	7	-6	1 ± 7
III GIA BAY	-38	6	-12	1	-15	-20	36	12	32	0 ± 24	14	12	-5	7 ± 10
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	-13	3	-4	-1	-4	-7	10	4	10	0 ± 8	5	6	-4	2 ± 6
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	13	4	5	1	6	7	14	5	11	7 ± 4	6	7	4	6 ± 1

$N\text{-}NH_4^+$ Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-1	1	0	3	1	2	2	2	2	1 ± 1	-10	3	2	-2 ± 7
II THAC BUOI	1	-1	11	-2	17	5	-4	-4	1	3 ± 7	-37	13	15	-3 ± 29
III GIA BAY	7	62	-19	19	-17	2	65	33	45	22 ± 32	-45	-24	-10	-26 ± 18
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	2	21	-3	7	0	3	21	11	16	9 ± 9	-31	-3	2	-10 ± 18
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	3	22	10	8	12	3	24	13	16	12 ± 7	11	13	9	11 ± 2
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	2	1	3	1	2	3	3	2	2 ± 1	5	3	2	4 ± 1
II THAC BUOI	3	0	13	-2	17	5	-2	-3	2	4 ± 7	14	13	15	14 ± 1
III GIA BAY	2	54	-22	15	-20	-1	58	26	38	17 ± 30	-23	-30	-15	-23 ± 8
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	2	19	-3	5	0	2	20	9	14	7 ± 8	-1	-5	1	-2 ± 3
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	2	19	12	7	13	3	21	11	14	11 ± 7	14	15	11	13 ± 2

Tableau 9-6 Calage initial et régional : Nitrites et Nitrates

$N\text{-}NO_2^-$ Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	33	0	0	11 ± 19
II THAC BUOI	0	0	0	0	0	0	0	-13	10	0 ± 6	0	0	0	0 ± 0
III GIA BAY	5	9	3	0	4	6	53	2203	-13	252 ± 732	26	-13	-4	3 ± 20
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	2	3	1	0	1	2	18	730	-1	84 ± 242	20	-4	-1	5 ± 13
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	2	3	1	0	1	2	18	739	8	86 ± 245	5	4	1	4 ± 2
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0
II THAC BUOI	0	0	0	0	0	0	0	-13	10	0 ± 6	0	0	0	0 ± 0
III GIA BAY	3	1	-1	48	-7	6	66	553	-17	73 ± 182	-57	-52	-30	-47 ± 14
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	1	0	0	16	-2	2	22	180	-2	24 ± 59	-19	-17	-10	-16 ± 5
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	1	0	0	16	2	2	22	189	9	27 ± 61	19	17	10	16 ± 5

$N\text{-}NO_3^-$ Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-2	-2	-3	-1	0	0	-1	-1	-1	-1 ± 1	-5	-1	-1	-2 ± 3
II THAC BUOI	0	0	-5	0	-1	0	1	-2	-3	-1 ± 2	-1	21	14	11 ± 11
III GIA BAY	-9	-6	9	-28	-13	5	-14	-21	-26	-11 ± 13	-13	-15	2	-9 ± 10
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	-4	-3	0	-9	-4	2	-5	-8	-10	-5 ± 4	-7	2	5	0 ± 6
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	4	3	6	9	4	2	6	8	10	6 ± 3	10	12	6	9 ± 3
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-1	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0
II THAC BUOI	1	1	-4	0	0	0	3	-1	-2	0 ± 2	11	21	14	16 ± 5
III GIA BAY	-2	-1	14	-21	-7	13	-9	35	-23	0 ± 18	-16	-14	3	-9 ± 11
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	0	0	3	-7	-2	4	-2	11	-8	0 ± 6	-2	2	6	2 ± 4
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	1	1	6	7	3	5	4	12	8	5 ± 4	9	12	6	9 ± 3

Tableau 9-7 Calage initial et régional : Phosphore organique et dissous

PHOSPHORE ORGANIQUE Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	0	1	1	2	-1	0	1	0	0	1 ± 1	-39	1	0	-12 ± 23
II THAC BUOI	7	-6	1	-1	-5	3	-2	-8	-2	-1 ± 5	-14	-25	-20	-20 ± 6
III GIA BAY	65	186	94	15	18	17	59	84	40	64 ± 54	138	56	85	93 ± 42
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	24	60	32	5	4	7	19	25	13	21 ± 18	29	10	22	20 ± 9
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	24	64	32	6	8	7	21	31	14	23 ± 18	15	27	35	26 ± 10
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-1	0	0	2	-2	0	0	0	0	0 ± 1	1	0	0	0 ± 1
II THAC BUOI	8	-5	2	1	-4	5	-1	-7	0	0 ± 5	-8	-24	-19	-17 ± 8
III GIA BAY	7	84	28	-27	-22	-23	-1	6	-16	4 ± 35	-20	-10	6	-8 ± 13
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	5	27	10	-8	-9	-6	-1	-1	-6	1 ± 11	-9	-11	-4	-8 ± 4
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	5	30	10	10	9	9	1	4	6	9 ± 8	10	11	8	10 ± 2

PHOSPHORE DISSOUS Écart relatif régional, moyen et en valeur absolue Calage initial et régional

	A-SEPTEMBRE 2008			B-JANVIER 2009			C-AVRIL 2009				D-AVRIL 2010			
CALAGE INITIAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-19	-13	-21	-3	-2	-2	-3	-2	-1	-7 ± 8	-4	-4	-1	-3 ± 1
II THAC BUOI	-21	-19	-26	8	-7	-2	-11	-8	-8	-10 ± 10	-19	-14	-6	-13 ± 7
III GIA BAY	-35	-15	-38	-1	84	9	52	11	20	10 ± 39	-17	-4	-11	-11 ± 7
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	-25	-16	-28	1	25	2	13	0	4	-3 ± 17	-13	-7	-6	-9 ± 4
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	25	36	28	4	31	4	22	7	10	19 ± 12	8	7	6	7 ± 1
CALAGE RÉGIONAL (%)	A-18	A-19	A-20	B-14	B-15	B-16	C-24	C-25	C-26	MOYENNE	D-17	D-18	D-19	VALIDATION
I THAC RIENG	-7	-4	-8	-1	0	0	0	0	0	-2 ± 3	0	-2	1	0 ± 1
II THAC BUOI	-3	4	-1	15	-4	4	-3	0	-4	1 ± 6	-1	-10	-2	-4 ± 5
III GIA BAY	-10	-4	-11	-2	84	7	57	13	21	17 ± 33	-14	-3	-11	-9 ± 6
ÉCART MOYEN RELATIF (%)	-7	-1	-7	4	27	4	18	4	6	5 ± 11	-5	-5	-4	-5 ± 0
ÉCART EN VALEUR ABSOLUE (%)	7	4	7	6	29	4	20	4	8	10 ± 9	5	5	5	5 ± 0