

Bilans et transferts de phosphore dans le bassin versant du lac du Bourget : caractérisation, interprétation et modélisation des flux

Florent Pezet

► To cite this version:

Florent Pezet. Bilans et transferts de phosphore dans le bassin versant du lac du Bourget : caractérisation, interprétation et modélisation des flux. Biodiversité. Université de Grenoble, 2014. Français. NNT : 2014GRENA006 . tel-01090124

HAL Id: tel-01090124 https://theses.hal.science/tel-01090124

Submitted on 3 Dec 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers. L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : Biodiversité, Ecologie, Environnement

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Florent Pezet

Thèse dirigée par **Jean-Marcel Dorioz** codirigée par **Dominique Trevisan et Michel Lafforgue**

préparée au sein du Laboratoire CARRTEL dans l'École Doctorale SISEO

Bilans et transferts de phosphore dans le bassin versant du lac du Bourget : caractérisation, interprétation et modélisation des flux

Thèse soutenue publiquement le **14 février 2014**, devant le jury composé de :

M. Thierry WINIARSKI

Directeur de Recherche. École Nationale des Travaux Publics de l'État. Président du Jury

M. Aubert MICHAUD

Chercheur principal en conservation des sols et de l'eau. IRDA-Québec. Rapporteur.

M. Bruno TASSIN
 Directeur de Recherche. École des Ponts ParisTech. LEESU. Rapporteur.
 M. Renaud JALINOUX
 Directeur du Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget.
 Membre Invité

M. Jean-Marcel DORIOZ Directeur de Recherche INRA. UMR CARRTEL. Directeur de thèse. M. Dominique TREVISAN Ingénieur de Recherche INRA. UMR CARRTEL. Codirecteur de thèse. M. Michel LAFFORGUE Directeur de Projet. SAFEGE. Codirecteur de thèse.

Université Joseph Fourier / Université Pierre Mendès France / Université Stendhal / Université de Savoie / Grenoble INP





Résumé :

Les eaux résiduaires urbaines du bassin versant du lac du Bourget sont largement collectées et traitées. Les gestionnaires du lac s'interrogent, dans le contexte de l'évolution climatique et de l'évolution des usages des sols, sur l'impact et les modalités de maîtrise des pertes en phosphore et en particulier de la contribution des sources diffuses d'origine agricole. La thèse, vise à modéliser les régimes d'exportations du phosphore vers le lac dans la perspective de tester des scénarios de maîtrise des flux. Elle s'inscrit dans un dispositif de recherche opérationnelle CIFRE entre le bureau d'étude SAFEGE et l'UMR CARRTEL, en partenariat avec le CISALB (Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). Dans ce cadre, deux sous bassins versants expérimentaux emboîtés représentatifs de la géographie du bassin du Bourget, (l'un rural dominé par l'élevage laitier de 250 ha, l'autre périurbain et agricole de 6800 ha) ont été équipés et suivis à leur exutoire durant une période de 18 mois. Les suivis hydrochimiques ont permis une caractérisation gualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant (flux hydrologique, de matières en suspension, du phosphore total, particulaire et dissous, et de certaines formes d'azote - nitrate, ammonium). Ces flux ont été modélisés à l'aide du modèle SWAT. Pour rendre compte de certains processus spécifiques de mobilisation et de transfert de la charge en phosphore, des développements ont été mis en œuvre (extension de l'aire de saturation des sols en relation avec la mise en charge des aquifères, stockages transitoires, remobilisations au sein du réseau hydrographique).

Les résultats obtenus apportent une amélioration des connaissances scientifiques sur les mécanismes de transferts du phosphore. Les développements en termes de modélisation constituent un outil adapté pour accompagner la mise en place d'un plan d'actions visant la réduction des flux de phosphore parvenant au lac du Bourget, ceci dans la perspective des évolutions climatiques.

Abstract:

Urban wastewater are now widely collected and treated in the Bourget lake watershed. The lake manager raises the question about the impact of climatic or anthropic evolution on the mobilisation and the transfer of phosphorus to Lake Bourget and in particular about the contribution of agricultural non-point source pollution. This work tends to model phosphorus exportation into the perspective of testing scenario of fluxes control. Ph.D is supported by a CIFRE agreement between SAFEGE office and UMR CARRTEL, in partnership with the CISALB (Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). In the framework of the Ph.D, 2 experimental watersheds nested and variable in land uses (one agricultural of 250 ha, the other suburban and agricultural of 6.800 ha) were instrumented and followed at their outlet over a period of 18 months (continuous measurement flow, conductivity - followed by some key parameters of physico-chemical water quality). For the agricultural watershed, an inventory of agricultural activities and a monitoring of the evolution of the saturation of soils have been completed. Hydrochemical measurements led to a qualitative and quantitative characterization of the exports regime at the outlet of each watershed (water flow, suspended solids, some forms of phosphorus - total, particulate, dissolved - and nitrogen). The exports were then modeled. To account for some specifics processes of mobilization and transfer of phosphorus (variable source areas, "in-stream" processes), some developments of the SWAT model (Soil and Water Assessement Tool) or "post-processing" were implemented. This works provides an improved scientific understanding of the mechanisms of transfer of phosphorus. Modeling tool can support the development of mitigation options for best management practices included in the framework of the "Lake Bourget watershed contract", this in the perspective of climate change.

Les remerciements ...

Du temps, de la patience, de la persévérance et à l'extrême de l'acharnement ! Ce champ sémantique révèle à lui seul différentes périodes qui ont pu se succéder au cours de cette thèse...Mais il y a également l'enthousiasme et la joie de murir, partager et mener une réflexion à son terme ...L'expérience humaine de la thèse est enrichissante et le travail intellectuel est passionnant.

Ce travail est aussi un travail d'équipe à mener dans une logique de continuité, tant dans la construction du projet que dans les perspectives qu'il peut ouvrir. Pour cela, je remercie vivement et chaleureusement les personnes qui ont participé à l'aboutissement de ce travail.

A égale mesure et avec toute ma sincérité je tiens à remercier :

- Isabelle Beaudin, Aubert Michaud du service de conservation des sols et de l'eau de l'Institut de Recherche et Développement en Agro-environnement (IRDA, Québec),

- Jean-Marcel Dorioz, Dominique Trevisan et Michel Lafforgue, mes directeurs de thèse ainsi que Philippe Quétin et l'équipe du plateau de chimie analytique du CARRTEL,

- Bruno Tassin, directeur de recherches à l'École des Ponts ParisTech, qui a accepté d'être rapporteur de ce travail,

- Thierry Winiarski, directeur de recherches à l'École Nationale des Travaux Publics de l'État, qui a accepté d'être examinateur de ce travail.

Ce travail de thèse a été financé par une bourse CIFRE (de l'Association Nationale pour la Recherche Technique - ANRT) et par un partenariat entre le laboratoire INRA UMR CARRTEL, le bureau d'étude SAFEGE et le CISALB (Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). Ce travail a également profité d'un financement de l'Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse. Je remercie les personnes qui ont initié et accompagné ce partenariat:

- Renaud Jalinoux et Cyrille Girel du CISALB,

- Benoit Samanos, Dominique Renaudet et Fabrice Saussac du bureau d'étude SAFEGE,

- Laure Castel et Jean-Marc Pilot de l'Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse

La thèse c'est aussi un environnement au quotidien en l'occurrence celui des bureaux SAFEGE de l'agence de Chambéry. Pour cela je remercie vivement « l'équipe » et ceux qui n'en sont plus. Cet environnement technique m'a permis de garder et d'instiller au travail de thèse un but professionnalisant. Cela s'est concrétisé au mois de septembre 2012 par la prise de responsabilité du pôle « études » de l'agence de Chambéry. Je remercie Arnaud Villers d'Arbouet et Yohann Chaniac d'avoir travaillé à la mise en place cette nouvelle organisation.

Je remercie, de tout cœur, les très nombreux « anonymes » (qui ne le sont pas pour moi !) qui ont participé de près ou de loin à cette étape de ma vie.

Enfin j'admire et je chéris, l'attention, la patience et la persévérance de mes proches pour avoir supporté mon indisponibilité permanente. Bien sur ces remerciements s'adressent également à mes parents, frères et sœur pour leur aide inconditionnelle.

A mon frère, A Elodie, Siméo et Amaury.

TABLE DES MATIÈRES

| Tabl | e des | illustrationsI |
|-------|------------------------------|---|
| Tabl | e des . | Annexes VIII |
| Résu | umé . | IX |
| Intro | ductio | onXII |
| PAR | TIE 1 | Problématiques locales, hypothèses de travail et état des connaissances1-1 |
| 1 - A | nalyse | e de la problématique locale1-2 |
| 1.1 | Évolu [:] surfac | tion des politiques de gestions de la qualité des eaux de ces : application au contexte local1-2 |
| | 1.1.1 | De la Loi sur l'eau de 1964 à la loi sur l'eau de 20061-2 |
| | 1.1.2 | Implications locales : évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget et de son bassin versant |
| 1.2 | Synth | èse de la problématique locale1-6 |
| 2 - É | États c | les connaissances sur la dynamique du P dans les bassins versants : couplage avec l'eau et les sédiments |
| 2.1 | Le ba | ssin versant : définition et comportement hydrologique1-8 |
| | 2.1.1 | Définition1-8 |
| | 2.1.2 | Cycle hydrologique, bilan et réponses hydrologiques des bassins versants1-82.1.2.1 Notion de cycle et de bilan hydrologique1-82.1.2.2 Réponses hydrologiques des bassins versants1-9 |
| 2.2 | Biogé | ochimie et spéciation opérationnelle du Phosphore |
| | 2.2.1 | Formes du phosphore 1-11 |
| | 2.2.2 | Notions d'impact, de biodisponibilité et de pouvoir fixateur 1-13 |
| 2.3 | Origin | es du phosphore dans les bassins versants anthropisés 1-13 |
| | 2.3.1 | Origines : ponctuel vs diffus 1-13 |

| | 2.3.2 | Synthèse des pertes de phosphore dans les bassins versants anthropisés1-15 | | | | |
|-------|---|---|--|--|--|--|
| 2.4 | Processus de transfert du phosphore à l'échelle du BV, couplage l'eau et les sédiments | | | | | |
| | 2.4.1 | Processus élémentaires des transferts diffus du phosphore et origine des sédiments dans les bassins versants agricoles 1-16 2.4.1.1 Variabilité spatiale et temporelle des émissions de phosphore1-17 2.4.1.2 Processus élémentaires de rétentions du phosphore dans les bassins versants | | | | |
| | 2.4.2 | Processus « in-stream » 1-19 2.4.2.1 Les processus physico-chimiques : 1-20 2.4.2.2 Les processus biologiques : 1-20 2.4.2.3 Variabilité des processus in stream : échelle d'observation et mécanismes clés 1-21 | | | | |
| | 2.4.3 | Synthèse : vue d'ensemble sur le système de transfert du P dans un bassin versant et typologie des épisodes hydrologiques 1-23 | | | | |
| 2.5 | Impac | ct environnemental majeur : l'eutrophisation1-25 | | | | |
| 2.6 | Objec | tifs attendus et hypothèses de travail1-25 | | | | |
| 3 - 1 | Notions | s concernant les modèles hydrologiques et de calculs de flux1-27 | | | | |
| 3.1 | Les m | nodèles de partitions des flux : « Load Apportionment Model » 1-27 | | | | |
| 3.2 | Les m | nodèles de transferts : eaux et pollutions diffuses | | | | |
| | 3.2.1 | État de l'art | | | | |
| | 3.2.2 | Typologie des modèles de transferts1-30 | | | | |
| PAF | RTIE 2 | Choix méthodologiques et sites d'étude | | | | |
| 1 - 0 | [•] hoiv c | los objots d'átudos 233 | | | | |
| 1 - 0 | 1 1 | Diversité régionale des bassins versants : géographie 2-33 | | | | |
| | 1.1 | Le choix réalisé | | | | |
| | 1.2 | 1.2.1 Le bassin versant de la Deysse | | | | |
| | | 1.2.2 Le bassin versant de l'Albenche2-38 | | | | |
| | 1.3 | Hydrogéologie du bassin versant2-39 | | | | |
| | 1.4 | Hydromorphologie du secteur d'étude 2-40 | | | | |
| 2 - (| Choix c | l'un outil de modélisation : SWAT2-42 | | | | |
| | 2.1 | Vue d'ensemble de SWAT | | | | |
| | 2.2 | Fonctionnement du modèle SWAT2-45 | | | | |
| | | 2.2.1 Discrétisation spatiale2-45 | | | | |
| | | 2.2.2 Le module 'hydrologie' | | | | |
| | | 2.2.3 Le module 'sédiments'2-48 | | | | |

| | 2.2.4 | Le module POND-WETLAND | 2-49 |
|---|--|--|---|
| | 2.2.5 | Le module 'cycle de l'azote' | 2-50 |
| | 2.2.6 | Le module 'cycle du phosphore' | 2-51 |
| 3 - I | mplémentati | on de SWAT pour les bassins versants d'étude | 2-53 |
| 3.1 | Données gé | nérales | 2-53 |
| 3.2 | Les paramè | tres de calage | 2-54 |
| 3.3 | Performance | e du modèle | 2-54 |
| 4 - | Choix des versar | stratégies de suivi et d'échantillonnage des ba nts d'étude | issins 2-56 |
| 4.1 | Réseaux de bassin versa | mesures et observations à l'échelle du bassin versan | t/sous 2-56 |
| | 4.1.1 Émiss | sions et flux hydrochimiques | 2-56 |
| | 4.1.2 États | de bassin | 2-57 |
| | 4.1.3 Rése | aux d'observations à l'échelle de la parcelle | 2-57 |
| | 4.1.4 Rése | au hydrographique | 2-58 |
| PAR | RTIE 3 Résult | ats commentés | 3-60 |
| | | | |
| 1 - C | Contexte hyd | roclimatique et hydrologique de la période étudiée | e 3-61 |
| 1 - C 2 - | Contexte hyd Qualité de bassir | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude | e 3-61 deux 3-63 |
| 1 - 0 2 - 2.1 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude nble de la qualité des eaux de sources des bassins etude | deux 3-63 |
| 1 - 0 2 - 2.1 2.2 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers | deux 3-63 3-63 sants 3-64 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins versants | deux 3-63 3-63 sants 3-64 s 3-66 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins versants | deux 3-63 3-63 3-64 s 3-64 s 3-66 3-66 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 2.5 | Contexte hyd Qualité de bassin Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants Les exporta d'étude : est | Iroclimatique et hydrologique de la période étudiée I'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des Is versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers tions de phosphore à l'exutoire des bassins versants tions de phosphore à l'exutoire des bassins versants | deux 3-63 3-63 sants 3-64 s 3-66 3-67 errain3-67 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 2.5 3 - F | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants Les exporta d'étude : est Réponse hyd | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des phosphore à l'exutoire des bassins vers tions de phosphore à l'exutoire des bassins vers timation par les flux spécifiques et les inventaires de te prologique des bassins versants d'études | deux 3-63 3-63 3-63 3-64 s 3-66 3-66 3-67 3-67 3-67 3-67 3-67 3-67 3-67 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 2.5 3 - F 3.1 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants Les exporta d'étude : est Réponse hyd | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude mble de la qualité des eaux de sources des bassins etude mble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins vers mble des exportations à l'exutoire des bassins versants es exportations de phosphore à l'exutoire des bassins vers tions de phosphore à l'exutoire des bassins versants timation par les flux spécifiques et les inventaires de te prologique des bassins versants d'études | 3-61 deux 3-63 sants 3-64 s 3-66 3-67 errain3-67 3-71 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 2.5 3 - F 3.1 3.2 | Contexte hyd Qualité de bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants Les exporta d'étude : est Réponse hyd Données hy | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des ns versants d'étude | 3-61 deux 3-63 sants 3-64 s 3-66 3-67 errain3-67 3-71 3-71 3-72 |
| 1 - C 2 - 2.1 2.2 2.3 2.4 2.5 3 - F 3.1 3.2 3.3 | Contexte hyd Qualité de l bassir Vue d'enser versants d'é Vue d'enser d'étude Vue d'enser d'étude Synthèse de versants Les exporta d'étude : est Réponse hyd Données hy Impact des p Variabilité sa et fonctionne | roclimatique et hydrologique de la période étudiée l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des no versants d'étude | 3-61 deux 3-63 sants 3-64 s 3-66 3-67 errain3-67 3-71 3-72 deur 3-73 |

| | 3.3.2 | Les « états de saturation » du bassin versant de l'Albenche et l'extension des VSA | 3-75 |
|-------|------------------|---|---------------|
| 3.4 | Implic bassii | ations des particularités de la réponse hydrologique de chaque n versant en termes de modélisation | 3-79 |
| 4 - 1 | Variabi | lité des exportations d'azote et de phosphore aux exutoi des bassins versants d'étude | res 3-81 |
| | 4.1 | Phosphore et azote en période d'étiage | 3-82 |
| | 4.2 | En crue, Phosphore et azote | 3-86 |
| | | 4.2.1 Crues de période non saturée | 3-86 |
| | | 4.2.2 Crues de période de transition | 3-87 |
| | 404 | 4.2.3 Crues de periode saturee | 3-88 |
| | 4.2.4 | deux bassins versants et conséquence en termes de | 1 |
| | | modélisation | 3-88 |
| 5 - N | Nodélis | ation des flux pour le bassin versant de l'Albenche | 3-91 |
| 5.1 | Hydro | logie et flux d'orthophosphates | 3-91 |
| 5.2 | Flux c | le nitrates3- | 115 |
| 5.3 | Modé | lisation des flux particulaires3- | 117 |
| | 5.3.1 | Matières en suspension | 117 |
| | 5.3.2 | Le phosphore particulaire pour le bassin versant de l'Albenche | 3 -120 |
| 6 - N | Nodélis | ation des flux pour le bassin versant de la Deysse | 124 |
| 6.1 | Modé | lisation des flux d'eau3- | 124 |
| | 6.1.1 | SWAT-mVSA appliqué à la Deysse | 124 |
| | 6.1.2 | Modélisation hydrologique de la Deysse : optimisation du mod POND-WETLAND | ule 125 |
| | 6.1.3 | Modélisation hydrologique : conclusion sur la spécificité de l'Albenche par rapport à la Deysse | 127 |
| 6.2 | Simul | ation des flux de nitrates3- | 129 |
| 6.3 | Modé strear | lisation du phosphore et de la contribution des processus « in n » | 131 |
| | 6.3.1 | Modèle d'évaluation des flux de phosphore pour la Deysse. 3- | 131 |
| | 6.3.2 | Les orthophosphates | 133 |
| | 6.3.3 | Le phosphore total et le phosphore particulaire3- | 136 |
| PAR | RTIE 4 | Discussion4- | 139 |
| 1 -0 | ordres of | de grandeur, spécificités et impacts des exportations 4- | 140 |

| 1.1 | Partitions des origines des pollutions 4-140 |
|-------|---|
| 1.2 | Variabilité des régimes d'exportations du phosphore et impacts sur le milieu récépteur |
| 1.3 | Mécanismes clés des régimes d'exportations du phosphore 4-143 |
| 2 - | Relations amont-aval et impact des évolutions à venir sur les exportations de phosphore |
| 2.1 | Relations amont-aval : impacts sur les mécanismes d'exportations.4-146 |
| 2.2 | Relations amont-aval : modélisation des transferts de phosphore 4-147 |
| 3 - N | lesures d'atténuations de pollutions diffuses agricoles |
| 4 Pe | erspectives d'applications de l'outil de modélisation : changements d'usage des sols et évolutions climatiques |
| Bibl | iographie |

Table des illustrations

Liste des figures :

Figure 1-1 : évolution de la concentration en orthophosphate des eaux (mesurée après destratification thermique) du Lac Léman et du Lac du Bourget depuis les années 1960 (Lac Léman) et les années 1980 (Lac du Bourget).......XIII

Figure 1-2: schéma des différents parcours de l'eau à la surface ou dans le sol (Schoumans et al., 2011).....1-10

Figure 1-3 : spéciation du phosphore total. La limite entre phase dissoute et phase particulaire est à 0,45µm (d'après Lazzarotto et al., 2007)......1-12

Figure 1-5 : représentation graphique et théorique des fonctions de partage $C(p) = A.Q^{B-1} + C Q^{D-1}$ pour le phosphore total eau filtrée (Ptef)......1-28

Figure 2-1 : Schéma des quatre types de bassins versants du Lac du Bourget distribués selon la géologie, la topographie et le mode d'occupation des sols. Diversité régionale des bassins versants : typologie du réseau hydrographique. 2-34

Figure 2-4 : principaux usages des sols du bassin versant de l'Albenche......2-39

Figure 2-5 : développements successifs de SWAT et exemples d'adaptations du modèle pour des contextes particuliers......2-45

Figure 2-6 : discrétisation spatiale dans SWAT : l'unité de réponse hydrologique (Hydrological Response Unit –HRU). Renaud (2004)......2-46

Figure 2-7 : processus hydrologiques modélisés par SWAT (Nietsch et al., 2005)..2-47

Figure 2-8 : Représentation schématique des paramètres physiques inclus dans le calcul du flux de sédiments dans le cours d'eau.....2-49

Figure 2-9 : différenciation des « pools » d'azote dans le sol, simulés par SWAT Nietsch et al., (2005)......2-51

Figure 2-10 : deux « compartiments » du phosphore simulés par SWAT. Modifiée d'après Nietsch et al., (2005) : phosphore organique (organic phosphorus) et le phosphore inorganique (inorganic phosphorus) comprenant le phosphore particulaire et le phosphore dissous (ions orthophosphates)......2-51

Figure 2-11 : différenciation des « pools » de phosphore dans le sol, simulés par SWAT (Nietsch et al., 2005). Les pools de phosphore particulaire sont encadrés en noir. 2-52

Figure 3-5 : Bilan du phosphore en entrée et sortie du cours d'eau de la Deysse. 3-69

Figure 3-9 : Chronologie des différents « états de bassin » superposée à l'hydrogramme mesuré à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche. Les parties grises du bandeau sous l'hydrogramme représentent la durée de l'état non saturé, les parties orange correspondent à l'état de transition et les parties bleues à l'état saturé.

Figure 3-16 : Modélisation hydrologique pour le bassin versant de la Deysse selon la méthodologie en « état de bassin ». Deux états de bassins sont présentés : S=30 mm (figure du haut) ou l'état de bassin saturé et S=1000 mm (figure du bas) ou l'état de bassin non saturé. La surface en « POND-WETLAND » dans SWAT est de 450 ha. 3-126

Figure 3-18: Simulation des flux journaliers de nitrates à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. *Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.* 3-130

Figure 3-21: Quantité de PO₄ stockée (>0) et quantité de PO₄ remobilisée (<0) en kilogramme par jour (kg/j) dans le lit de la Deysse d'octobre 2009 à janvier 2011.

Figure 3-22: Simulation des flux journaliers de phosphore total à l'exutoire du bassin versant de la Deysse après prise en compte de certains processus 'in stream' pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011. 3-137

Liste des tableaux :

Tableau 1-1 : apports au lac, de la Leysse et du Sierroz, en tonnes de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO4) et nitrates (NO3), entre 1974 et 2012 (Jacquet et al., 2013).

Tableau 1-3 : Valeurs seuils du SEQ Eau concernant les nitrates (en mg NO_3/I , le phosphore total (en mg P/I) et les orthophosphates (en mg PO_4/I)......1-6

Tableau 1-6 : les principaux modèles de bassins versants : domaines d'applications, processus modélisés et typologie (voir paragraphe suivant pour explications). ... 1-30

Tableau 2-1 : justification du choix du modèle SWAT pour le contexte d'étude ...2-43

Tableau 2-2 : Organisation des observations pour le suivi des exportations dephosphore à l'échelle d'un bassin versant2-59

Tableau 3-1 : Concentrations en phosphore total sur eau brute (Pteb), en orthophosphates (PO_4) et en nitrate (NO_3), pour des sources des bassins versants expérimentaux, mesurées lors d'une campagne de terrain (été 2010)......3-64

Tableau 3-3 :Paramètres physico-chimiques et hydrologiques caractérisant la
qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour la période d'octobre
2009 à janvier 2011.3-65

Tableau 3-5 :Bilan du phosphore en entrée et sortie du cours d'eau del'Albenche et de la Deysse :Inventaires et intensités des entrées potentielles....3-67

Tableau 3-6 : Données hydrologiques générales pour l'année 2010 et des indicateurs globaux de fonctionnement hydrologique (débits spécifiques, Qmna5, modules,) pour les bassins versants d'études et le bassin versant du Sierroz.....3-71

Tableau 3-9 :Comparaison des coefficients de ruissellement (Cr) entre le bassinversant de la Deysse et le bassin versant de l'Albenche pour les mêmes épisodes
de crues.3-79

Tableau 3-15 :Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux deMES. r² : Bravais-Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs......3-119

Tableau 3-17 : Calibration des paramètres WET_NSA et WET_MXSA du module POND-WETLAND par la méthode des moindres carrés. Ajustement du modèle selon les critères , r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs......3-127

Tableau 3-18 :Critères d'évaluation de la performance des simulations de fluxhydrologiques à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r² :Pearson, NS :Sutcliffe, Dv :déviation des valeurs.3-128

Tableau 3-19:Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux denitrates à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r²:Pearson, NS: Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs.3-130

Tableau 3-20:Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux dePO4 avec SWAT-VSA. r² : Bravais-Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation desvaleurs3-131

Tableau 3-22:Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de
phosphore total avec prise en compte des processus in stream à l'exutoire du
bassin versant de la Deysse. r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des
valeurs3-137

Tableau 3-23: Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de PO4 avec prise en compte des processus in stream à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r^2 : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs 3-138

Tableau 4-2:Flux de phosphore (orthophosphates : PO4 et phosphore total :Ptot en tonnes simulés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour 1999, 2003,2008 et 2010 (cette dernière est l'année de validation du modèle). Ces flux sontcomparés aux précipitations et volume d'eau écoulé à l'exutoire du bassin versant...

Table des Annexes

- Annexe 1 Le système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : conséquences pour des stratégies de suivi et de modélisations d'un territoire en mutation par péri-urbanisation
- Annexe 2 Données générales de construction de SWAT : données d'entrée et fichiers sources
- Annexe 3 Liste des paramètres de calage de SWAT
- Annexe 4 Instrumentation des bassins versants, mesures et analyses réalisées
- Annexe 5 Relations flux/débit pour les différents paramètres analysés
- Annexe 6 Analyses détaillées pour des crues de différentes périodes
- Annexe 7 Synthèse générale

Résumé

Depuis la prise de conscience sur son état de santé dans les années 1960 à 1970, de nombreuses études détaillent l'historique du lac du Bourget, de son évolution physico-chimique et trophique. Ces travaux sont alimentés par des missions de suivi scientifique qui cherchent notamment à définir puis suivre des indicateurs sur la colonne d'eau et les sédiments, jugés pertinents pour l'évaluation du niveau trophique du lac. Ce suivi d'indicateurs constitue le 'tableau de bord' de l'état de santé du lac du Bourget. D'autres suivis menés en parallèles, décrivent les évolutions de la qualité des eaux des affluents du Lac et l'évolution des différentes pressions de pollution du bassin versant. Le travail de thèse s'inscrit dans ce contexte et tente de répondre, dans le cadre d'un partenariat scientifique et technique entre l'INRA, le CISALB et le bureau d'ingéniérie SAFEGE aux attentes de ces différents partenaires.

Les attentes et interrogations du CISALB s'appuient sur le bilan du premier « contrat de bassin versant du lac du Bourget », les résultats des suivis techniques réalisés par le gestionnaire depuis 2005 sur les principaux affluents du lac et le suivi scientifique du lac du Bourget. L'analyse de ces suivis porte sur les bilans d'apports en phosphore au Lac du Bourget et révèle, comme pour la plupart des milieux aquatiques français, l'existence d'une pollution phosphorée résiduelle non négligeable, attribuée empiriquement par les gestionnaires à des sources diffuses d'origines agricoles

Pour identifier et caractériser ces sources, leur contribution aux flux, les impacts potentiels et les conditions de maîtrise de ces pollutions, deux bassins versants expérimentaux imbriqués (l'un agricole, l'Albenche de 250 ha et l'autre péri-urbain, la Deysse de 6800 ha) ont été instrumentés et suivis durant la période de septembre 2009 à février 2011. Des enregistrements en continu à leur exutoire, portant sur la conductivité et le débit ont été réalisés. Des prélèvements moyens journaliers pondérés par le débit ont été réalisés, et certains paramètres clés de la qualité physico-chimique des eaux ont été analysés. Pour le bassin versant de l'Albenche, un état des lieux des sols et des activités agricoles (enquêtes agricoles menées chez les exploitants) ainsi qu'un suivi de l'évolution de la saturation des sols du bassin versant (tournées de terrain hebdomadaires pendant un an) ont été réalisés.

Les suivis hydrochmimiques ont permis une caractérisation qualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant, pour les flux d'eau, les flux de matière en suspension (nous considérons la fraction inférieur à 200 µm) et les flux de différents paramètres dont certaines formes du phosphore (total, particulaire et dissous) et de l'azote (nitrate, ammonium). Pour chacun des bassins versant, les régimes d'exportations calculés ont ensuite été modélisés à l'aide du modèle semi-distribué SWAT (Soil and Water Assessement Tool). Ce modèle 'bassin versant' permet notamment de (i) réaliser des estimations de flux sur des bassins versants hétérogènes en taille et occupation des sols, (ii)

prendre en compte et localiser aussi bien les pollutions d'origines diffuses que les pollutions d'origines ponctuelles, (iii) réaliser des simulations prédictives, par exemple sur des évolutions des utilisations des sols et sur les évolutions de forçages externes (variations des températures, variations des régimes de précipitation).

Pour le bassin versant de l'Albenche le flux de phosphore total calculé, incluant les pertes associées au fonctionnement de sièges d'exploitation, est de l'ordre de 2 kg/P/ha ce qui est considéré comme relativement important au regard des flux spécifiques de bassins versants régionaux supportant les mêmes activités. Près de 80% de la pollution est d'origine diffuse. A l'échelle annuelle, le flux total de phosphore est composé par près de 80% de phosphore particulaire exporté pour ³/₄ pendant les 10 crues les plus importantes. Les flux de nitrates mesurés sont relativement élevés (de l'ordre de 19 kg N/ha/an) et confirment une pression agricole non négligeable et des régimes de fertilisations relativement importants. L'analyse des données physico-chimique et l'analyse des données de suivi du bassin versant montrent que les régimes d'exportations sont variables au cours du cycle hydrologique annuel. Nous avons pu définir ainsi trois régimes distincts attribuables à trois « états de saturation » des sols du bassin versant. Ces « états de saturation » sont contrôlés par la contribution séquentielle au cours de l'année de plusieurs types d'aquifères (nappes perchées, aquifères de fond de vallée).

Afin de mieux représenter ces processus hydrologiques, des développements spécifiques sur la modélisation ont été apportés. Le modèle a été adapté pour mieux tenir compte de la distribution dans l'espace et dans le temps, des « zones à sources variables » (surfaces génératrices de ruissellements par saturation en eau des sols) et leurs impacts sur la mobilisation et le transfert de phosphore issue des « zones sources critiques » (ces sources combinent des stocks - phosphore mobilisable - et un vecteur - ruissellement de surface). Dans un deuxième temps une amélioration a également été apportée pour mieux simuler les flux de phosphore particulaire à partir du modèle d'érosion et de transport sédimentaire de SWAT. Cette dernière amélioration porte sur la prise en compte de la concentration en phosphore particulaire des différentes sources de matières en suspension (matériaux des berges, matériaux du lit de la rivière et sol du bassin versant) dans le calcul du flux de phosphore particulaire à l'exutoire. Ces progrès, sur la prise en compte des « zones sources variables » et des « zones sources critiques » permettent d'apporter une nette amélioration sur la détermination puis la prédiction des flux de phosphore, dans le contexte spécifique du bassin versant de l'Albenche.

Pour le bassin versant de la Deysse le flux de phosphore total calculé est de l'ordre de 1,1 kg P/ha/an. Les origines de cette pollution phosphorée sont mixtes et plus de 40% de ces émissions restent attribuables à des sources d'origines ponctuelles. A l'instar de l'Albenche, les flux de nitrates restent également assez élevés de l'ordre de 11 kg N/ha/an mais à contrario de l'Albenche, les flux de phosphore à l'exutoire de la Deysse ne sont pas marqués par les mêmes dynamiques d'exportation. Pour ce bassin versant soumis à des pollutions ponctuelles, les processus de rétentions et remobilisation du phosphore au sein du cours d'eau ont la plupart du temps un rôle prédominant dans les régimes d'exportation. Une approche spécifique de modélisations, transferts des sédiments dans les cours d'eau ainsi que une appréciation des phénomènes de rétention-désorption et de spéciation partielle des différentes formes du phosphore. L'approche développée pour tenter de tenir

compte de ces mécanismes permet une nette amélioration de l'estimation des flux de phosphore à l'exutoire de la Deysse.

Les deux bassins versants d'étude sont donc soumis à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour le bassin versant de l'Albenche et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour le bassin versant de la Deysse. S'il en est ainsi actuellement, le gestionnaire peut se demander légitimement quel serait l'impact de l'évolution de certains facteurs (réorganisation des utilisations des sols ou pratiques agricoles) ou de forçages externes (évolutions climatiques) sur ces bilans et régimes d'exportation à l'exutoire des bassins versants.

Certains objectifs du second contrat de bassin versant du lac du Bourget (CISALB, 2011-2017), qui déploie les objectifs et échéances fixés par le Schéma Directeur d'Aménagement et de gestion des Eaux (SDAGE), portent sur des actions de réduction des flux de nutriments avant une origine diffuse et agricole. Dans le cadre du travail de thèse, le modèle SWAT a donc été utilisé dans le but d'estimer et prédire les flux d'eau, de sédiments, de phosphore (dissous et particulaire), de nitrates, pour améliorer ka connaissance sur les processus d'exportations et pour tester l'incidence de forçage externe (eg. précipitation) sur les régimes d'exportations des flux de phosphore « diffus », transférés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. Si certaines pratiques agricoles peuvent impliquer de nettes variations des flux annuels simulés, les régimes de précipitations apparaissent cruciaux dans l'importance, la spéciation et la répartition temporelle des flux de phosphore vers le Lac du Bourget. Des années de références à bilans hydrologiques très contrastés ont été modélisées (quatre années, dont la distribution de la pluviosité est de plus ou moins 30 % par rapport à la moyenne interannuelle des précipitations entre 1975 et 2010). Pour les années les plus « humides », le flux de phosphore représente jusqu'à trois fois les exportations des années les plus « sèches ».

Depuis 2008, la concentration en orthophosphates mesurée dans la colonne d'eau lors du brassage hivernal, n'a cessé de diminuer pour atteindre en 2011, la valeur de 10 µg P/l. Peut-on y voir une influence de la diminution des entrées de phosphore au lac en lien avec les déficits hydrologiques ? Selon le « tableau de bord» du suivi de la qualité physico-chimique des eaux, le Lac du Bourget se situe dorénavant dans un état de transition vers une ré-oligotrophisation. A cette période charnière et au vu de certains résultats de l'étude, se pose notamment la question du devenir et de la bio-diponibilité du phosphore total au sein de la colonne d'eau. Est-elle constante ou fonction de la dynamique des régimes d'exportation des affluents ? Notre travail apporte une base de réflexion pour anticiper l'évolution des flux de phosphore exportés vers le lac dans un contexte climatique et anthropique changeant.

Introduction

La pollution des milieux aquatiques superficiels continentaux a une histoire. En France et plus généralement en Europe de l'ouest, les années 1940 à 1970 sont marquées par les rejets massifs d'eaux usées urbaines ou industrielles non traitées qui se traduisent à partir des années 1970-1980 par l'eutrophisation de nombreux lacs et fleuves. Le rôle des nutriments, respectivement le phosphore (P) (Vollenweider, 1968) et l'azote (N) dans l'eutrophisation des eaux de surface et de nappes est maintenant reconnu (Schouman et al., 2011). Les réglementations européennes successives sur les nitrates (91/676/EEC), les objectifs de traitement des rejets urbains (91/271/EEC) et actuellement la directive cadre sur l'eau (2000/60/EC), ont contribué à la diminution des flux de nutriments vers le milieu aquatique (EEA, 2010). Pour le phosphore, ces réductions sont liées à des politiques de restriction des rejets qui ciblent préférentiellement les pollutions d'origines ponctuelles : rejets de stations d'épuration, rejets urbains par temps de pluie, suppression progressive des phosphates des lessives et poudres de lavevaisselle (Lee et al., 1978 ; Poss, 2007 ; EEA, 2010, parlement européen -IP/11/1542).

Parallèlement et depuis une trentaine d'années, ces mesures de réduction des flux d'origines ponctuelles se sont accompagnées de mesures de contrôle et d'atténuation des pollutions diffuses centrées principalement sur les pollutions diffuses agricoles. Malgré ces mesures, une partie des flux de pollutions diffuses restent mal cadrées (Dorioz, Aurousseau et al., 2007) et de nouvelles pressions sur les bassins versants (périurbanisation) associées aux changements climatiques (modification des régimes hydrologiques, des intensités de précipitation et des températures) perturbent les régimes d'exportation des flux de phosphore et leur impact potentiel sur les milieux récepteurs. Ces nouvelles pressions imposent de renforcer les mesures de contrôle et d'atténuation des flux de pollutions diffuses. Il faut pour cela identifier et comprendre les mécanismes d'acquisition et de transfert de la charge en phosphore, dans le but de mettre en place des stratégies de réductions adaptées au contexte étudié (Dorioz et al., 2011).

Concernant le lac du Bourget, la prise de conscience de son eutrophisation débute avant les années 1950 (Hubault, 1947) avec le constat d'une baisse des captures des deux espèces de salmonidés du lac du Bourget (l'omble chevalier et le lavaret) puis les premières fleurs d'eau à cyanobactéries (Balland, 1976). Dans les années 1970 la qualité des eaux du lac se dégrade fortement (CTGREF, 1980). et d'importants travaux d'assainissement et d'épuration des eaux usées domestiques sont menés à partir de cette période pour pallier ce phénomène. Dès les années 1980, une gestion plus efficace des eaux usées permet une diminution drastique des apports de phosphore vers le lac et de la concentration de cet élément dans la colonne d'eau (Figure 1-1). Ce vaste chantier d'assainissement des eaux usées s'accompagne de la création du CISALB (Comité Intersyndical pour l'Assainissement du lac du Bourget), structure dédiée à l'échelle du bassin versant du lac du Bourget, à la gestion de la qualité des eaux des affluents.



Figure 1-1 : évolution de la concentration en orthophosphate des eaux (mesurée après destratification thermique) du Lac Léman et du Lac du Bourget depuis les années 1960 (Lac Léman) et les années 1980 (Lac du Bourget)

De nombreuses publications scientifiques traitent de l'histoire du lac du Bourget, de son fonctionnement physico-chimique et de son évolution trophique au cours des dernières décennies (Balvay, 1968; Vinçon-Leite et al., 1995; Groleau, 1999; Vincon-Leite et al., 2002; Jung, 2009; Bryhn et al., 2010; Giguet-Covex et al., 2010 ; Cuypers et al., 2011 ; Savichteva et al., 2011 ; Balvay et al., 2012 ; Jenny et al., 2013). Ces travaux sont alimentés par des suivis limnologiques (CTGREF, 1978a; CEMAGREF, 1985a; CEMAGREF, 1985b; CEMAGREF, 1990; CTLB, 1994 ; CEREVE-GRET-INRA, 1998 ; Jacquet et al., 2007 à 2013 dans Jacquet et al., 2013) qui cherchent notamment à définir puis mesurer des indicateurs relatifs à l'état physico-chimique et biologique de la colonne d'eau et des sédiments. L'objectif est d'évaluer le niveau et le fonctionnement trophique du lac. Les indicateurs limnologiques sont synthétisés sous la forme d'un « tableau de bord » décrivant l'état de «santé» du lac (Jacquet et al., 2013). D'autres travaux, menés en parallèle, s'intéressent aux évolutions de la qualité des eaux des affluents du lac et aux différentes pressions de pollution du bassin versant (CTGREF, 1975 ; CISALB 2004 à 2012 ; Jung et al., 2008; Jung, 2009; Pleux, 2011) ainsi que à la charge interne du lac (Jenny et al., 2013)

Le phosphore provenant pour l'essentiel du bassin versant via les affluents (charge externe du plan d'eau), les stratégies de maîtrise de l'eutrophisation des plans d'eau nécessitent des interventions au niveau des territoires et des activités qu'ils supportent (Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998 ; Dorioz et Trevisan, 2006 ; Michaud et al., 2007). Mettre au point de telles stratégies suppose de caractériser et quantifier le fonctionnement des bassins versants concernés en tant que « **système de transfert du phosphore** », d'analyser notamment l'ensemble des structures dont le fonctionnement et l'organisation déterminent, l'origine des flux hydrochimiques transférés, leurs trajets et à l'exutoire, la nature, l'intensité et les régimes d'exportations des flux (Dorioz et Poulenard, 2007). *In fine* le « système de transfert du phosphore » permet de caractériser l'impact de cette charge externe sur le Lac. La modélisation de ce système de transfert à l'échelle du bassin, permet de disposer d'un outil adapté pour tester des hypothèses, d'étudier le système et dans un cadre opérationnel de tester des scénarios de variation de forçages.

C'est dans ce cadre très large que s'inscrit le projet d'étude sur le bassin versant du Lac du Bourget mené conjointement par le laboratoire UMR CARRTEL (INRA UdS), le bureau d'études SAFEGE et le CISALB (Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). Les objectifs attendus par les partenaires de ce travail sont multiples : caractériser, quantifier et modéliser les flux de « phosphore » de deux bassins versants expérimentaux typiques de certaines activités du bassin versant du Lac du Bourget.

- caractériser : il s'agit de comprendre l'ensemble des mécanismes qui déterminent les flux de phosphore à l'exutoire du bassin versant d'étude. Ces mécanismes sont appréhendés à différentes échelles spatiales et temporelles et portent, principalement sur le fonctionnement hydrologique du système étudié et sur les interactions entre le phosphore et les matières en suspensions.
- quantifier : l'eau (débit, température, potentiel hydrogène, conductivité) et certains éléments associés (azote, phosphore, matières en suspensions) sont quantifiés à l'exutoire des bassins versants. Il s'agit de comprendre, par l'analyse des variations de concentrations et des bilans, les modalités d'acquisitions et d'exportations des flux. Ces données servent d'indicateurs de qualité pour la période suivie mais servent aussi à la calibration des outils de modélisations.
- modéliser : la modélisation est utilisée comme un outil de validation de l'estimation des flux, d'amélioration de la connaissance des systèmes étudiés et, en perspective, de prédiction des impacts des modifications de certaines pratiques (modifications des assolements, évolutions des régimes de fertilisations) ou des forçages externes (évolutions des régimes de précipitation) sur les flux calibrés aux exutoires.

Pour cela nous avons étudié deux bassins versants imbriqués (Figure 1-2) : l'amont du bassin versant de l'Albenche (qui est nommé dans la suite du rapport : bassin versant de l'Albenche) et le bassin versant de la Deysse. Le bassin versant de l'Albenche est caractéristique d'un territoire agricole collinéen dominé par des prairies et de l'élevage. La Deysse est représentative d'une large partie du bassin du lac du Bourget où les activités agricoles encore bien implantées côtoient un développement périurbain exacerbé par le positionnement centrale du bassin versant de la Deysse dans l'arc Annecy-Chambéry.



Figure 1-2 : localisation de ma zone d'étude 68 km² (en pointillés rouge pour la Deysse et trait plein rouge pour l'Albenche) par rapport au bassin versant du lac du Bourget (580 km²). Carte CISALB.

Le mémoire s'organise en quatre grandes parties subdivisées en chapitres.

- Partie 1 État de l'art : Le chapitre 1 présente les problématiques d'études liées au contexte local et leur portée générale. Un deuxième chapitre est consacré à un « état des connaissances » sur les pré-requis nécessaires à la bonne compréhension du sujet.
- Partie 2 Méthodologies et sites : Dans le premier chapitre de cette partie sont développés les choix méthodologiques, les stratégies de suivi des bassins étudiés et le choix du modèle retenu. Le second chapitre est quant à lui consacré à la présentation des bassins versants d'étude.
- Partie 3 Résultats commentés : La troisième partie du manuscrit présente les résultats obtenus et leurs analyses. Un premier chapitre concerne le contexte hydroclimatique de la période étudiée. Le second chapitre présente la qualité des eaux des bassins versants et les bilans des exportations aux exutoires de ceux-ci. Le dernier chapitre présente les résultats des différentes modélisations à l'exutoire des bassins versants expérimentaux et les améliorations apportées au modèle SWAT pour représenter les spécificités des régimes d'exportations des bassins expérimentaux. Ce chapitre intègre un article (Pezet et al., 2013) sur la modélisation du système de transfert de phosphore pour le bassin versant de l'Albenche.
- Partie 4 Discussion et perspectives : Une discussion du travail réalisé et des perspectives sont présentées dans cette quatrième partie. Un premier chapitre discute les ordres de grandeur et les mécanismes d'exportations des flux à l'exutoire. Le second chapitre discute des relations amont-aval dans les mécanismes d'exportations. Un troisème chapitre approche les stratégies de luttes contre les pollutions diffuses dans une perspective opérationnelle et le quatrième chapitre aborde les perspectives d'utilisation de l'outil dans un contexte de changement global.

PARTIE 1

PROBLÉMATIQUES LOCALES, HYPOTHÈSES DE TRAVAIL ET ÉTAT DES CONNAISSANCES

1- Analyse de la problématique locale

Pour le Lac du Bourget, comme pour une large partie des masses d'eaux continentales, la gestion des eaux usées urbaines a cristallisé les efforts des gestionnaires et des pouvoirs publics. Ces efforts ont porté leurs fruits, notamment pour le lac du Bourget dont le statut semble évoluer de façon avérée vers un bon état écologique (Jacquet et al., 2013).

Ce chapitre propose une rapide synthèse des initiatives et des moyens de gestion appliqués sur le plan national mais aussi au bassin versant du lac du Bourget dans le but « d'assainir » ces eaux.

1.1 Évolution des politiques de gestions de la qualité des eaux de surfaces : application au contexte local

1.1.1 De la Loi sur l'eau de 1964 à la loi sur l'eau de 2006

La loi sur l'eau n°61-1245 du 16 décembre 1964, marque en France le début de la surveillance « qualitative » de certains hydrosystèmes, qui dessinent les périmètres des agences de l'eau actuelles (<u>www.lesagencesdeleau.fr</u>). A partir de 1971, des mesures effectuées sur plus de 950 stations nationales donnent lieu à une première grille de notation de la qualité des eaux (grille « 71 »). Une trentaine de paramètres concerne la physico-chimie des eaux dont les concentrations en matières organiques, en azote et en phosphore. Ces paramètres sont pris comme principaux responsables des dégradations de la qualité des milieux aquatiques superficiels (Barroin, 1996).

La loi de 1964 est complétée par la loi sur l'eau de 1992 (n° 92-3). Celle-ci apporte un cadre législatif pour appliquer de nombreuses directives européennes définies dans les années 1970 à 1980 concernant des normes de qualité des eaux pour certains usages (eau potable¹, eaux de baignade², eaux piscicoles³, eaux conchylicoles⁴). Deux systèmes de planification globale de la ressource en eau

¹ Directive 75/440/CEE du 16 juin 1975,

² Directive 76/160/CEE du 8 décembre 1975,

³ Directive 78/659.CEE du 18 juillet 1978,

⁴ Directive 79/923/CEE du 30 octobre 1979

sont créés : les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux déclinés par agence de bassin (SDAGE) et les schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) déclinée à une échelle plus locale (bassins versants régionaux) afin de faciliter la concertation entre acteurs et usagers de l'eau. Un outil d'évaluation de l'état des milieux est développé : Le Système d'Évaluation de la Qualité (SEQ). Le SEQ-Eau est complété par un volet concernant la biologie des milieux (SEQ-Bio, qui permet d'évaluer l'état des biocénoses liées aux milieux aquatiques) et par un volet concernant les Milieux Physiques (SEQ-Milieux physiques, qui permet d'évaluer le degré d'artificialisation du lit mineur, des berges et du lit majeur des cours d'eau). Une base de données est créée pour rassembler les informations sur la qualité chimique des cours d'eau (RNDE – pour réseau national de données sur l'eau).

En 2000, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE), Directive 2000/60/CE, transposée en droit Français en 2004 (République Française, 2004), établit une politique communautaire harmonisée dans le domaine de l'eau. La DCE permet de proposer un cadre opérationnel en fixant des obligations de résultats par « masse d'eau ». Ce cadre opérationnel vise à atteindre un « bon état » des « masses d'eau » à l'horizon 2015 ou à un horizon ultérieur (cas du Lac du Bourget dont le « bon état » est requis en 2021). La notion de « bon état » des « masses d'eau » est évaluée selon un « état du milieu ». Cet état des masses d'eau comporte cinq classes (très bon état à mauvais état). Ces objectifs de qualité sont mis en application par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006⁵. Cette loi permet notamment de réaliser un vaste état des lieux des masses d'eaux, de définir un plan de gestion définissant des objectifs à atteindre, de mettre en place le réseau de contrôle de surveillance (RCS). La bancarisation, la gestion et diffusion des données est faite par le système d'information sur l'eau (SIE).

1.1.2 Implications locales : évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget et de son bassin versant

Les collectivités locales et les pouvoirs publics fédérés autour du CISALB poursuivent les efforts de réduction des flux de pollutions initiés dans les années 1980. Le projet « Grand Lac » débuté en 1999 pour une durée de 15 ans, formalise un premier contrat de bassin versant signé en 2002 dont les efforts sont largement tournés vers les traitements des eaux usées urbaines (domestiques et industrielles). Le bilan de ce premier contrat ouvre des perspectives d'améliorations concrétisées par un second contrat de bassin versant couvrant la période 2012-2017. Les problématiques centrales de ce nouveau contrat convergent vers l'évaluation et le traitement des pollutions diffuses urbaines et agricoles et la réhabilitation de milieux naturels aquatiques perturbés (zones humides, cours d'eaux, ripisylves). Les pollutions diffuses urbaines ciblées sont les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) vecteurs de nombreux éléments polluants (nutriments, éléments traces métalliques, polychlorobiphényles -PCB, hydrocarbures aromatiques polycycliques -HAP - Pleux, 2011) retrouvés en concentrations non négligeables dans les eaux de ruissellements mais aussi dans les sédiments du lac (Jung et al., 2008 ; Jung, 2009).

⁵ Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006

La qualité des eaux du lac du Bourget comme la qualité des eaux du lac d'Annecy ou du lac Léman, sont suivies dans le cadre de suivis écologiques gérés par des syndicats (CISALB pour le lac du Bourget et SILA pour le lac d'Annecy) ou par des commissions de gestionnaires (CIPEL pour le Léman). Ces suivis techniques et scientifiques alimentent la reflexion des gestionnaires et parallelement contribuent au Système d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement (SOERE GLACPE pour Grands LACs PEri-alpins). La mission du SOERE est de poursuivre et développer l'acquisition et la formalisation de données écosystémiques. Une finalité de ce SOERE est de mieux comprendre les fonctionnements écologiques de ces lacs soumis aux modifications des régimes des pressions anthropiques ainsi qu'aux changements globaux. L'animation scientifique du SOERE GLACPE est assurée par l'INRA UMR CARRTEL (www6.dijon.inra.fr/thonon).

Pour le lac du Bourget, ces outils scientifiques viennent en appui des outils réglementaires dispensés dans le cadre du SDAGE du Rhône et notamment des deux contrats de bassin versant successifs (www.cisalb.com) visant à améliorer la qualité des masses d'eaux superficielles et profondes. Les masses d'eau visées par le SDAGE sont les masses d'eau superficielles (lac du Bourget et son réseau d'affluents – CISALB, 2012) et souterraines (au nombre de quatre - CISALB, 2012). Le SDAGE défini huit orientations fondamentales (dont l'Orientation Fondamentale 5 notée OF5 – Lutter contre les pollutions, en mettant la priorité sur les pollutions par les substances dangereuses et la protection de la santé) déclinées sur les masses d'eau selon un programme d'actions pré-établi par la réglementation en vigueur, ou un programme de mesures complémentaires (PMC) à définir. Les questions relatives aux actions de gestions des pollutions diffuses agricoles restent ouvertes et font partie intégrantes de ce travail de thèse.

1.1.2.1 Évolution de la qualité des eaux du Lac du Bourget

Les efforts engagés par les pouvoirs publics depuis les années 1970 sont probants et Jacquet et al (2013) confirment le statut oligo-mésotrophe du lac du Bourget depuis 2010. Une restauration « rapide » n'est peut être pas le signe d'un retour à un état d'équilibre du fonctionnement des écosystèmes, mais les différents indicateurs suivis révèlent au demeurant, de nettes améliorations de la qualité de l'écosystème lacustre.

Suivant la normalisation de la DCE, Jacquet et al (2013) décrit par un « tableau de bord », les indicateurs clés qui renseignent sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. Ce tableau de bord permet une lecture rapide de l'évolution de plusieurs indicateurs clés qui renseignent sur la qualité des eaux du lac du Bourget. Pour le détail de ce suivi, les lecteurs sont invités à lire les rapports de suivis scientifiques de l'INRA UMR CARTEL (Jacquet et al., 2007 à 2013 – http://jacquet.stephan.free.fr/).

L'évolution des orthophosphates dans la colonne d'eau (Figure 1-1), lors du brassage hivernal, appelle cependant quelques commentaires. Cet indicateur renseigne sur la quantité de phosphore disponible pour la croissance de la biomasse. L'objectif visé par la DCE est une concentration de P-PO4 de 10 μ g/l. Cette valeur seuil atteinte pour la première fois en 2011 se confirme en 2012 malgré des apports en phosphore total au lac plus importants (voir paragraphe cidessous)



Figure 1-1 : évolution de la concentration en othophosphate mesurée au moment du brassage hivernal du lac (température homogène au sein de la colonne d'eau) et indication de l'état trophique des eaux du Lac. L'objectif de qualité à l'horizon 2021 est une concentration de P-PO4=10 µg/I. (Jacquet et al., 2013)

1.1.2.2 Apports au Lac et évolution de la qualité des eaux des rivières

Les suivis relatifs à la DCE sont réalisés en plusieurs points du bassin versant du lac du Bourget et notamment à l'exutoire de la Leysse et du Sierroz, principaux contributeurs du lac du Bourget (ils drainent les ³/₄ du bassin versant). Le point du Sierroz nous intéresse particulièrement car les sous bassins versants suivis dans le cadre de la thèse sont inclus dans le bassin versant du Sierroz.

La tendance générale est à la diminution marquée des entrées de phosphore et d'azote au Lac du Bourget depuis les années 1970 (estimées entre 1970 et 2004 puis calculées à partir de 2004) avec une valeur minimale en 2009 puis une augmentation notable pour les années 2010 à 2012 (Tableau 1-1 – valeurs calculées sur la base de la somme des flux de la Leysse, du Sierroz et du déversoir d'orage des « Biatres » à Aix-les-Bains).

| | 1974 | 1983 | 1995-96 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 |
|-----------------------|------|------|---------|------|------|------|------|-------------|------|------|------|------|
| Ptot (en tonnes de P) | 300 | 150 | 94 | 41 | 21 | 25 | 32,8 | 18,2 | 13,7 | 20,4 | 26,4 | 40,6 |
| PO4 (en tonnes de P) | 140 | ? | 18 | 5,1 | 3,5 | 3,6 | 4,6 | 3 | 1,8 | 1,9 | 1,5 | 3,1 |
| NO3 (en tonnes de N) | 1500 | 580 | 450 | 327 | 252 | 275 | 367 | 29 0 | 214 | 309 | 181 | 347 |

Tableau 1-1 : apports au lac, de la Leysse et du Sierroz, en tonnes de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO4) et nitrates (NO3), entre 1974 et 2012 (Jacquet et al., 2013).

Sur le Sierroz pour l'année 2010, qui correspond à notre année de mesure sur nos bassins versants d'étude, les calculs des flux se basent sur 77 analyses d'eau (tous régimes hydrologiques confondus). Les flux de phosphore calculés à l'exutoire du Sierroz (Tableau 1-2) représentent 40% du bilan des entrées au Lac du Bourget (pour le phosphore total) et plus de 50% pour les orthophosphates. Pour cette même année 2010, pour le Sierroz, les concentrations en phosphore total et orthophosphates ne présentaient aucun déclassement vis à vis des contraintes du SEQ-Eau (moyenne des concentrations pondérées par le débit de l'ordre de 0,034 mgP/l pour le phosphore total et de l'ordre de 0,013 mgP/l pour les orthophosphates).

| | Année 2010 | | | |
|-----------------------|------------|------------------|--|--|
| | Le Sierroz | % (contribution) | | |
| Volume (Mm3) | 60,5 | 27% | | |
| Ptot (en tonnes de P) | 7,43 | 40% | | |
| PO4 (en tonnes de P) | 0,97 | 52% | | |
| NO3 (en tonnes de N) | 122 | 39% | | |

Tableau 1-2 : volume d'eau, flux de phosphore (total – Ptot et orthosphosphates – PO4) et de nitrates (NO3) mesurés à l'exutoire du Sierroz pour l'année 2010. Jacquet et al., 2011.

En rappel, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau à l'horizon 2015. Le Tableau 1-3 présente la grille de notation des résultats (composée des 5 classes de qualité avec un code couleur) et un extrait des paramètres mesurés dans le cadre de la DCE.

| Classe de qualité | TRÈS BONNE | BONNE | PASSABLE | MAUVAISE | TRÈS MAUVAISE | | | |
|--------------------------------------|------------|-------|----------|----------|------------------|--|--|--|
| NITRATES | | | | | | | | |
| NO ₃ (mg/l) | 2 | 10 | 25 | 50 | > 50 | | | |
| MATIÈRES PHOSPHORÉES | | | | | | | | |
| PO ₄ ³⁻ (mg/l) | 0,1 | 0,5 | 1 | 2 | > 2 | | | |
| Phosphore total (mg/l) | 0,05 | 0,2 | 0,5 | 1 | >1 | | | |

Tableau 1-3 : Valeurs seuils du SEQ Eau concernant les nitrates (en mg NO_3/I , le phosphore total (en mg P/I) et les orthophosphates (en mg PO_4/I).

1.2 Synthèse de la problématique locale

La qualité des eaux du Lac du Bourget s'est nettement améliorée et celui-ci tend vers un statut de Lac oligo-mésotrophe (Jacquet et al., 2013). Malgré des bilans relativement bons sur les indicateurs détaillés dans les suivis scientifiques, on s'interroge, dans un contexte climatique perturbé (GIEC, 2007; GIEC, 2014) et d'évolutions des usages des sols (mitages péri-urbains, augmentation des surfaces imperméabilisées), sur l'existence d'une pollution phosphorée résiduelle trop importante et sur la contribution à celle-ci des sources diffuses d'origines agricoles.

Pour tenter d'estimer l'impact de ces évolutions et forçages sur les exportations vers le lac (eau, sediments, phosphore, azote), il est necessaire de mettre en œuvre des outils prédictifs spécifiques aux conditions du terrain. Comment développer ces outils ? à quelles échelles les appliquer ? Comment réduire la complexité du système à étudier ? Comment déployer, à partir d'un outil de modélisation, des pratiques opérationnelles de gestion du territoire pour diagnostiquer puis limiter les transferts des pollutions diffuses ?

Les hypothèses de travail sont présentées au 2.6 de la PARTIE 1.

2- États des connaissances sur la dynamique du P dans les bassins versants : couplage avec l'eau et les sédiments

2.1 Le bassin versant : définition et comportement hydrologique

2.1.1 Définition

Un bassin versant topographique est l'ensemble d'une région qui a un exutoire commun pour les écoulements de surface (Musy, 2005). C'est l'unité fonctionnelle d'étude des transferts de l'eau et des flux associés. Les limites du bassin versant topographique sont définies par les lignes de crête qui déterminent le partage des eaux d'un bassin à l'autre. On distingue les bassins versants topographiques, des bassins versants réels. Ces derniers intègrent les écoulements souterrains (Roche, 1963). Cette différence peut être qualitativement et quantitativement très importante en fonction de la perméabilité du substrat géologique. Il convient également d'intégrer les effets anthropiques pour la délimitation des bassins versants (tronçons de rivières court-circuitées par des ouvrages EDF, routes qui détournent les eaux de ruissellements, …). Les bassins versants sont également des outils réglementaires et opérationnels (SDAGE, SAGE) incontournables au niveau de la gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau et de ses usages (Charnay, 2010).

2.1.2 Cycle hydrologique, bilan et réponses hydrologiques des bassins versants

2.1.2.1 Notion de cycle et de bilan hydrologique

L'eau considérée dans son cycle complet et fermé est présente à la surface du globe sous trois états : solide, liquide et gazeux. On retiendra que plus de 96% de l'eau est contenue dans les mers et océans, que moins de 2% est contenue dans les sols et sous-sols et qu'une infime partie est accessible en surface (Musy, 2005). Le cycle d'eau, schématisé à l'échelle d'un bassin versant local ou régional,

ne tient compte que d'une fraction marginale du cycle global de l'eau à la surface de la terre (Ambroise, 1999 ; de Marsily, 2006).

Le bilan hydrologique représente le continuum du cycle de l'eau et constitue un fondement des approches d'hydrologie quantitative (de Marsily, 2006). Ce bilan, est la quantité d'eau entrant et sortant d'un hydrosystème prédéfini. Cette notion de bilan se rapporte donc à un système avec une unité spatiale (bassin versant) et une unité temporelle. On considère ainsi que le bilan hydrologique dure une année mais que celle-ci n'est pas forcement calée sur l'année civile. Cette période d'une année est plutôt fonction des régimes hydrologiques du système étudié (Ambroise, 1999).

Le bilan hydrologique peut être décliné pour chaque échelle spatiale et chaque échelle temporelle voulue. Néanmoins si sa forme primaire est relativement simple, il peut être compliqué à établir et notamment pour des pas de temps fins (journalier, horaire) (Cosandey et al., 2003). Dans ce cadre les outils de modélisations mathématiques (les modèles pluies-débits) apportent une aide indéniable quelles que soient les échelles spatio-temporelles considérées (Ambroise, 1999 ; Payraudeau, 2002).

2.1.2.2 Réponses hydrologiques des bassins versants

La réponse hydrologique d'un bassin versant est la manière dont réagit le bassin versant à une pluie (Musy, 2005). En fonction du cheminement de l'eau sur ou dans les sols du bassin versant, la réponse peut être plus ou moins rapide. On appelle réponse rapide, la réponse du bassin versant attribuable aux écoulements de surface et sub-surface et réponse retardée la réponse du bassin versant attribuable aux écoulements de nappes. La partition entre les différents types d'écoulements (surface, sub-surface, base) est faite par la mise en œuvre de méthodes de séparation des hydrogrammes. L'analyse peut être graphique (Roche, 1963) ou automatisée (Arnold and Allen, 1999 ; Eckardt, 2008). Cette analyse permet également de définir des indicateurs hydrologiques propres à chaque bassin versant considéré (temps de montée de crue, temps de réponse du bassin versant, temps de concentration, courbes de crue, décrue et tarissement) ou encore le coefficient de ruissellement d'un événement noté Cr (égal au quotient de la quantité d'eau ruisselée sur la quantité d'eau précipitée).

A- Interception, évaporation et restitution : la pluie nette

Quand une pluie arrive à la surface du sol plusieurs mécanismes déterminent son devenir. Tout d'abord la pluie peut être « interceptée » (c'est l'eau retenue par la végétation ou par les micros rugosité du sol). La quantité d'eau interceptée est très variable et sera étroitement fonction de la couverture foliaire et de l'état de saturation du sol. L'interception peut représenter jusqu'à 30% des précipitations pour une forêt mixte et 10% à 15% pour une prairie (Musy et Higy, 2004). Cette eau interceptée peut être ensuite restituée au sol ou évaporée. La fraction de précipitation restante, c'est à dire les précipitations auxquelles sont retirées les interceptions, est la pluie nette. La pluie nette est celle qui participe à l'hydrogramme de crue mesuré à l'exutoire.
B- Infiltrations et/ou ruissellements : typologie des écoulements de surface

Les principaux chemins de l'eau sur ou dans un sol sont récapitulés dans la Figure 1-2. De façon simplifiée on distingue :

- les écoulements de surface (overland flow),
- les écoulements de sub-surface (interflow / lateral flow),
- les infiltrations et percolations (seepage).

Dans certains contextes agricoles (Michaud et al., 2009), ces processus sont plus ou moins perturbés par le drainage artificiel (subsurface, drainage et tile drainage de la Figure 1-2). L'eau peut également emprunter les réseaux de fissures, macropores ou franges des tissus racinaires pour circuler dans le sol (Vansteelant, 1997).



1) Recharge to deep groundwater

Figure 1-2: schéma des différents parcours de l'eau à la surface ou dans le sol (Schoumans et al., 2011)

Les écoulements de surface et sub-surface ont un rôle particulièrement important dans la contribution à l'hydrogramme de crue. On distingue classiquement le ruissellement de surface de type hortonien (Horton, 1940) et le ruissellement de surface par saturation (Agnew, 2006 ; Merot 1988). Le ruissellement hortonien est produit lorsque la capacité d'infiltration de la surface d'un sol est inférieure à l'intensité de la pluie. La capacité d'infiltration est principalement fonction, pour un sol agricole, de la fermeture de porosité de l'horizon superficiel - la battance-(Vansteelant et al., 1997 ; Jordan-Meille, 1998). A l'inverse, le ruissellement par saturation est émis par dépassement de la capacité de stockage de l'eau d'un sol. La localisation et l'extension des zones saturées sont fonction de paramètres physiques (conductivité à saturation, transmissivité, position topographique) et

sont soumises à une dynamique temporelle qui s'exprime à différentes échelles (épisode hydrologique, période hydrologique, cycle hydrologique).

La littérature anglo saxonne attribue le nom de 'variable sources area' (VSA) aux surfaces qui au sein d'un bassin versant génèrent du ruissellement par excès de saturation. (Dune and Black, 1970 ; Frankenberger et al., 1999). Pour des bassins versants de régions montagneuses sous climat tempéré avec une végétation dominée par des prairies, sur des sols peu développés et substrat imperméable, la majeure partie des phénomènes de ruissellement est attribuable aux VSA (Stennhuis, 1995, Lyon et al., 2004 ; Mehta et al., 2004, Schneiderman et al., 2007). C'est le cas du bassin versant du lac du Bourget, comme d'autres bassins versant régionaux (bassin versant du lac Leman) (Jordan–Meille, 1998 ; Trevisan et al., 2010).

2.2 Biogéochimie et spéciation opérationnelle du Phosphore

Les organismes vivants ont besoin de phosphore. Le phosphore joue un rôle fondamental dans le métabolisme et la structuration cellulaire (phospholipides, sucres phosphorylés, acides nucléiques et fonctions dans le transfert de l'énergie). Le phosphore représente 2% à 4% du poids sec de la plupart des cellules (Karl, 2000). Le terme phosphore englobe de très nombreux composés phosphatés présents dans les eaux, les sols et les sédiments ainsi que dans la biomasse (Poulenard et al., 2007).

2.2.1 Formes du phosphore

Rappelons ici que le phosphore, à l'inverse de l'azote ne possède pas de forme « gaz » (N₂) et sa spéciation est complexe. Elle comprend un très grand nombre de composés (cristallisés, cryptocristallins, précipités, sorbés, organiques, ioniques, ...) difficiles à identifier. Les analyses chimiques se contentent de décrire les grandes catégories de spéciation. On distingue généralement deux formes de « phosphore » dans l'eau. La première est le phosphore dit dissous, résultat d'une filtration à 0,45 µm. Il est principalement composé d'ions orthophosphoriques, de tripolyphosphates et de composés organiques dissous (ATP, sucre phosphorylés). La deuxième forme est le phosphore particulaire. Il inclut une très large diversité de composants dont : le phosphore «combiné» à un support minéral (aux oxydes de fer, de calcium, d'aluminium, aux argiles, associés par des phénomènes complexes de chimisorption - Lazzarotto et al., 2007) et le phosphore associé au débris organiques grossiers et micro-organismes. L'ensemble de ces catégories plus ou moins cohérentes en terme de propriétés dans l'environnement (Lazzarotto et al., 2007) constitue le phosphore total (noté P ou P-tot).



Figure 1-3 : spéciation du phosphore total. La limite entre phase dissoute et phase particulaire est à 0,45µm (d'après Lazzarotto et al., 2007)

La spéciation du phosphore total (P-tot ou TP pour total phosphorus pour une classification internationale) telle que nous la considérons (Figure 1-3) distingue le phosphore dissous (P-tef, phosphore total eau filtrée) du phosphore particulaire (PP). On retrouvera généralement dans la classification internationale, que le P-tef est composé de la fraction SRP (pour Soluble Reactive Phosphorus) et de la fraction SURP (Soluble Unreactive Phosphorus). On considère ici que la fraction SRP est pratiquement équivalente aux orthophosphates (la différence vient d'une petite part de phosphore organique incluse dans le SRP) et que entre 70% et 90% du P-tef est composé par des orthophosphates.

Pour les sources diffuses agricoles, le phosphore est majoritairement transféré du sol aux eaux sous forme particulaire (80 % du phosphore total véhiculé - Meybeck, 1982 ; Quetin, 2006). Le transfert s'opère lors des épisodes de crue, périodes pendant lesquelles le ruissellement de surface mobilise et entraîne les particules solides détachées du sol.

Dans les sols, la part du phosphore organique (issue de la biomasse) représente de l'ordre de 25 % à 30 % du phosphore total mais cette part peut atteindre 70% pour des écosystèmes particuliers notamment pour des zones humides ou histosols (Fardeau et Conesa, 1994). Le phosphore minéral provient des essentiellement de minéraux apatitiques libéré par processus d'altération/dissolution. Ce phosphore minéral est associé secondairement par adsorption, chimisorption, cristallisation (Lazarrotto et al., 2007) à d'autres supports (matières organiques, argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium, carbonates).. Dans la solution du sol, le phosphore « biodisponible » (c'est-à-dire la part du phosphore susceptible d'être utilisée par les végétaux) est sans cesse renouvelé par désorption de la phase solide pour compenser le prélèvement par les plantes. Sans cette désorption, la solution du sol n'assurerait que 2% des prélèvements des plantes (Fardeau et Conesa, 1994).

2.2.2 Notions d'impact, de biodisponibilité et de pouvoir fixateur

Au-delà de cette diversité de formes, quelques propriétés clés expliquent la dynamique du phosphore dans les bassins versants et son impact environnemental :

- le PO₄ est la seule forme de phosphore directement assimilable par les êtres vivants,
- le phosphore est peu soluble, et présente une forte affinité pour la phase solide, par conséquent le phosphore est principalement stocké dans la biomasse, la surface du sol et les sédiments,
- le phosphore particulaire est la forme dominante des transferts hydriques en périodes de crues (Jordan-Meille, 1998), notamment via les écoulements de surface,
- les flux de sub –surfaces sont capables de transférer des quantités non négligeables de phosphore dissous en zone drainé (Michaud et al., 2009) mais également en zones de prairies (Hahn, 2012),
- deux propriétés clés caractérisent la relation phosphore-phase solide : la biodisponbilité du phosphore particulaire (aptitude du support à fournir du phosphore assimilable par la biomasse) et le pouvoir fixateur de la phase solide (capacité de celle-ci à fixer du phosphore).

Ces deux dernières propriétés, sont très importantes pour évaluer l'impact des flux sur le milieu aquatique mais leur mesure est laborieuse et ne se fait pas par simple dosage (extraction chimiques – Olsen et al., 1954 - , isotherme d'adsorption – Gaultier, 1994; Poulenard et al., 2007). L'état actuel des connaissances ne permet pas d'établir une relation directe entre phosphore total et biodisponibilité potentielle car celle-ci est étroitement liée à la phase porteuse.

2.3 Origines du phosphore dans les bassins versants anthropisés

2.3.1 Origines : ponctuel vs diffus

On distingue deux grands types d'émetteurs de P selon le mode de transfert vers la rivière : les émetteurs de la pollution « ponctuelle » associés aux rejets urbains ou agricoles mais dissociés des apports météorologiques, et les émetteurs de la pollution « diffuse » plus généralement associés aux pertes des sols principalement agricoles ou aux ruissellement sur les surfaces imperméabilisées (Tableau 1-4).

Cette typologie des émetteurs de phosphore dans l'environnement est détaillée en annexe 1 (Pezet et al., 2010).

| | pollution PONCTUELLE | pollution DIFFUSE |
|-----------|---|--|
| Naturelle | | pluie, altération des roches, érosion des sols |
| Agricole | injection d'eaux de lavage d'exploitation | ruissellement et érosion des terres agricoles, ruissellement sur les surfaces imperméabilisées (chemins, cours de fermes,) |
| Urbaine | injection d'eaux usées (domestiques, industrielles), rejets de stations de traitement des eaux usées, rejets de filières d'assainissement non collectif | ruissellement sur surfaces imperméabilisées |

Tableau 1-4 : Type d'émetteurs de pollution « diffuse » et « ponctuelle » pour des bassins versants anthropisés

Le phosphore des pollutions ponctuelles est majoritairement composé de phosphore dissous (jusqu'à 80% du phosphore total - Pilleboue et Dorioz, 1987; Dorioz et al., 2004, Houhou et al., 2009). Ce phosphore peut subir toutefois de rapides modifications de spéciation, notamment dans les rivières au contact de sédiments, et passer d'une forme dissoute à une forme particulaire. Ces rejets majoritaires dans les années 1970 restent néanmoins, malgré les efforts de gestion réalisés, qualitativement et quantitativement importants (EEA, http:/eea.europa.eu/data-and-maps/indocators/nutrients-in-freshwaters/nutrientsin-freshwater-assessesment-published-1). Les flux de pollutions diffuses émis par les surfaces naturelles (forêts essentiellement, érosion des lithosols), les surfaces agricoles et les surfaces urbaines sont reportés en flux spécifiques (ou pertes spécifiques - Wang et al., 2004) dans le Tableau 1-5. Les valeurs sont issus de plusieurs synthèses bibliographiques disponibles (Pilleboue, 1987; Nemery, 2003 ; Meals et Budd, 1994 ; Haygarth et Jarvie, 1999 ; Dorioz et Trevisan, 2002 ; Dorioz et Trevisan, 2007 ; Michaud et al., 2005 ; Michaud et al., 2006).

Les émissions de phosphore en lien avec les zones forestières non perturbées (considérées comme un état de référence) sont très souvent extrêmement faibles au regard des autres sources de phosphore. Les auteurs de différentes synthèses, faites à une échelle régionale (bassin versant du lac Léman), montrent que les flux spécifiques de phosphore total (c'est-à-dire les flux produits par unité de surface de zone forestière) sont de l'ordre de 0,01 à 0,24 kg/P/an et les pertes sont majoritairement sous forme particulaire (>60%).

Les émissions de phosphore d'origine agricole sont particulièrement difficiles à connaître compte tenu de leur caractère majoritairement diffus. Les flux spécifiques pour les sols cultivés sont de l'ordre de 0,3 kgP/ha/an à 2,7 kgP/ha/an et de l'ordre de 0,05 kgP/ha/an à 3,2 kgP/ha/an. Ces pertes résultent de l'entraînement par l'eau, de phosphore dissous ou de phosphore associé à des particules solides (particules terreuses ou matières organiques telles que des effluents d'élevage récemment épandus).

L'apport de phosphore aux sols par les engrais minéraux et les effluents d'élevage augmente le stock de phosphore et le risque de transfert. Dans la plupart des sols cultivés les teneurs en phosphore total sont comprises entre 100 et 2000 mgP/kg soit de 350 kg/ha à plus de 7000 kg/ha sur les 30 premiers centimètres du sol (Morel, 2002). L'intensité du transfert de phosphore à partir des parcelles agricoles dépend du mode d'occupation des sols (taux de couverture, travail du sol,...) des conditions d'écoulement (pente, sol, pluviométrie,...) et des équilibres chimiques

dans les sols. Les effluents ou engrais recemment épandus semblent représenter une proportion non négligeable des pertes (Heathwaite et al., 2007)

A noter que les flux spécifiques dus aux ruissellements sur les surfaces imperméabilisées urbaines se situent dans les mêmes ordres de grandeurs que les flux spécifiques agricoles (Dorioz et Trevisan, 2007).

| Mode d'occupation des sols | phosphore total | % de phosphore dissous |
|-------------------------------|--------------------------|------------------------|
| zones naturelles | de 0,01 à 0,24 kgP/ha/an | <50% |
| zones agricoles -culture | de 0,3 à 2,7 kgP/ha/an | de 10% à 40% |
| zones agricoles -prairie | de 0,05 à 3,2 kgP/ha/an | de 20% à 50% |
| zones urbaines - residentiel | de 0,5 à 1,5 kgP/ha/an | de l'ordre de 40% |
| zones urbaines - industrielle | de 1,2 à 2,5 kgP/ha/an | de l'ordre de 40% |

Tableau 1-5 : flux spécifique de phosphore total en fonction du mode d'occupation des sols et indication du % de phosphore dissous. Ordres de grandeurs issues de synthèses bibliographiques (Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998 ; Nemery, 2003 ; Dorioz et Trevisan, 2007 ; Michaud et al., 2009).

2.3.2 Synthèse des pertes de phosphore dans les bassins versants anthropisés

Quel que soit le type d'occupation des sols considérée, les pertes annuelles en phosphore total ne correspondent qu'à une fraction négligeable du stock de phosphore dans le sol (Dorioz et Trevisan, 2007). Ces pertes sont également relativement négligeables (quelques pourcents) par rapport aux flux annuels en jeu dans les échanges sols-plantes ou par rapport aux fertilisations usuelles (Morel, 2002). Les transferts vers le sous-sol sont très modérés, essentiellement sous forme dissoute (inférieur à 0,01 kg P/ha en général). Le flux spécifique des bassins versants forestiers ou des bassins versants d'altitude est également très faible. Généralement les pertes moyennes des bassins versants agricoles augmentent des prairies faiblement pâturées vers les cultures intensives (Dorioz et Trevisan, 2007).

La typologie entre pollution ponctuelle et pollution diffuse classe l'essentielle des sources mais pose également le problème des sources mal classées qui intègrent notamment les rejets urbains par temps de pluie et les rejets directs agricoles.

Les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) sont produits par les ruissellements sur les surfaces imperméabilisées. Ils sont qualitativement et quantitativement non négligeables et ont des impacts significatifs sur les milieux récepteurs (Bertrand-Krajewski et al., 2008). Par leur mode d'émission généralement événementiel et violent, les RUTP peuvent provoquer des dégradations rapides des milieux (Even et al., 2004) de façon temporaire ou à plus long terme (notamment par des mécanismes de fixation des polluants sur les sédiments, de colmatage du fond du lit, d'érosion régressive, d'envasement des faciès de mouilles, de destruction des zones de frayères – Oraison et al., 2011).

Les pertes au niveau des exploitations liées aux infrastructures agricoles et à leur périmètre immédiat (ruissellements sur les plateformes de stockage du fumier, ruissellement sur les aires d'exercices extérieurs, chemins préférentiels des animaux ...) sont très peu connues et renseignées. Ces rejets sont relativement importants dans certains contextes agricoles intensifs et le risque de transfert est très largement accru dans le cas commun de la proximité des bâtiments d'élevage et d'un cours d'eau (Jarvie et al., 2010). A ces pertes par ruissellements, liées aux conditions météorologiques, s'ajoutent les eaux de lavage des installations de traite (eaux vertes). Les eaux de lavage du matériel de traite (eaux blanches) sont généralement épurées avant rejet au milieu naturel. Ces flux mal quantifiés dépendent de la taille de l'exploitation (nombre d'UGB), du type d'exploitation et de son fonctionnement (positionnement des zones de stockage, itinéraire des animaux). Même si la gestion de ces rejets est légiférée (mise aux normes de bâtiments d'exploitation, mise aux normes des capacités de stockage des effluents - règlement sanitaire départemental, installation classée pour la protection de l'environnement) les fuites vers le milieu naturel restent prégnantes et certains auteurs estiment un flux spécifique de phosphore total de l'ordre de 10 à 620 kgP/ha/an (in Nemery, 2003). La variabilité même de cette valeur évoque toute la difficulté à quantifier ces sources mais l'ordre de grandeur reste très élevé par rapport aux pertes spécifiques de zones agricoles (Dorioz et Trevisan, 2007).

2.4 Processus de transfert du phosphore à l'échelle du BV, couplage avec l'eau et les sédiments

Certains processus d'augmentation ou de diminution de la charge en phosphore des eaux déterminent la variabilité des transferts du phosphore des sols vers les eaux de surface. Ces processus d'« acquisition » sont caractérisés dans les bassins versants par des zones actives (Sharpley et al., 1999 ; Merot, 1988) et les processus d' « atténuation » se développent à la faveur de « zones tampons » par des effets de ralentissement des vitesses des écoulements, de sédimentation des matières en suspension et de processus d'infiltration (Viaud, 2005). Les vitesses et temps de transferts déterminent la possibilité des échanges d'ions orthophosphates entre la phase solide et la phase liquide (Dorioz et al., 2006).

2.4.1 Processus élémentaires des transferts diffus du phosphore et origine des sédiments dans les bassins versants agricoles

Le transfert de phosphore des sols aux eaux de surface est la résultante d'une suite de processus physico-chimiques complexe et ce transfert est étroitement associé aux écoulements de surface et sub-surface (Sharpley et al., 2002, Dorioz et Trevisan, 2007). L'acquisition de la charge en phosphore suit donc un patron spatial lié à celui des écoulements d'eau sur et dans les sols, mais également une dynamique dans le temps liée à la variabilité intra-annuelle du cycle hydrologique (Dorioz et Ferhi, 1994 ; Dorioz et al., 1998b ; Jordan-Meille et al., 2007).

Du fait de la forte affinité du phosphore pour les phases solides, le phosphore est principalement émis, à l'échelle annuelle, sous forme de phosphore particulaire (PP de 50% à 80%) et dans une moindre mesure sous forme de phosphore dissous (Ptef qui est Phosphore total eau filtrée). Le phosphore émis est principalement du phosphore minéral (à 70% - Sharpley et al., 1995). Le ratio PP/Ptef (PP : phosphore particulaire) est en partie dépendant du pouvoir fixateur de la phase solide (Morel et al., 2000 ; Poulenard et al., 2007) et des dynamiques d'échanges (entre phase liquide et phase solide) lors des écoulements superficiels (Sharpley et al., 1993) ou en rivière (Nemery, 2003 ; Wither et Jarvie, 2008).

Certaines composantes du territoire ont un rôle d'atténuation des flux (sédiments, nutriments, pesticides), ces composantes sont appelées zones tampons et les contrôle exercés par ces zones sur les flux sont bien documentés (Viaud et al., 2005; Dorioz et al., 2006; Dorioz et al., 2011). Ces zones tampons sont intercalées entre les zones actives et l'exutoire. Elles stockent ou diffèrent une partie des flux transférés. Le rôle de ces éléments dans l'atténuation des flux d'un territoire est reconnu et de nombreuses mesures opérationnelles d'atténuation des flux sont tournées vers la mise en œuvre de ces zones tampons et décrivent l'effet tampon d'un bassin versant (Wang et al., 2004).

Il importe de faire un point sur ces phénomènes que l'on veut modéliser.

2.4.1.1 Variabilité spatiale et temporelle des émissions de phosphore

Le phosphore est émis au niveau de « zones hydrologiquement actives » du bassin versant et l'acquisition de la charge en phosphore des eaux résulte d'interactions entre le stock de phosphore du sol (ou en surface du sol) et le type d'écoulement sur ou dans les couches superficielles du sol (Sharpley et al., 1999 ; Gbureck et al., 2002 ; Haygarth et al., 2005 ; Hahn, 2012). Écoulements hortoniens et écoulement pas saturation des sols sont les deux principaux processus d'écoulements de surface reconnus pour nos contextes d'études. Ces processus sont décrits au chapitre 2.1.2.2.B.

Pour de faibles surfaces, à l'échelle d'une parcelle agricole ou d'une station (de l'ordre de 100 m² à 1000 m²), la charge de l'eau de pluie (de concentration initiale en phosphore de l'ordre de 10 µgP/l à 15 µgP/l pour Dorioz et Trevisan, 2007) augmente au contact des feuillages et des horizons de surfaces des sols (litière et horizon organique). Le phosphore est ensuite extrait pas dissolution ou par détachement de micro-particules. Lors d'un ruissellement l'eau interagit avec les premiers millimètres du sol et entraîne des particules solides au même titre que des solutés, dont le phosphore dissous, présent dans la solution du sol. L'intensité de cette augmentation de charge en phosphore des eaux dépend notamment de la teneur en phosphore « labile » (c'est-à-dire extractible par l'eau) en surface du sol et donc des pratiques culturales (Sharpley et al., 1995). La fraction d'eau qui s'infiltre perd progressivement sa charge en phosphore par adsorption sur la matrice du sol. Ce phénomène peut être réversible pour certaines conditions d'écoulements rapides et de saturation des sols (écoulements de sub-surface, drainage préférentiel - Haygarth and Jarvis, 1999) mais reste limité et insuffisant pour contrôler l'essentiel des exportations de phosphore à cette échelle.

Pour de plus grandes surfaces, à l'échelle d'un versant, les écoulements s'organisent et à chaque type d'écoulement de surface correspond des potentialités spécifiques de mobilisation et de transferts de phosphore (Vansteelant et al., 1997 ; Jordan-Meille et al., 2007). Dans le cas de ruissellement par saturation, qui souvent n'ont pas une énergie de cisaillement suffisante pour détacher massivement des particules, l'enrichissement en phosphore vient des

particules fines et de l'extraction de phosphore de la solution du sol (Hahn, 2012 ; Dorioz et Trevisan, 2007). La contribution des écoulements de sub-surface est quant à elle moins connue, mais la concentration en phosphore de ces eaux peut être relativement élevée (Haygarth et Jarvie 1999) notamment pour certaines périodes clés du cycle hydrologique (Dorioz et Ferhi, 1994). La charge est alors généralement sous forme de phosphore dissous et peut être quantitativement importante lors de forts événements pluvieux (Hahn, 2012). Dans le cas de ruissellements hortoniens, l'énergie de cisaillement est souvent suffisamment importante pour détacher massivement des particules (Lefrançois, 2007). Cela se traduit généralement par l'acquisition d'une forte charge en phosphore particulaire et celui-ci devient la fraction dominante des exportations (Jordan-Meille, 1998 ; Vansteelant et al., 1997). La quantité de phosphore mobilisée est alors dépendante de l'érodabilité des sols fonction elle-même de la nature du sol (structure, texture) mais aussi de son utilisation (Boiffin, 1984 ; Jordan-Meille, 1998 ; Vansteelant et al., 1997).

A l'échelle du bassin versant global, la qualité et la quantité de phosphore exporté est dépendante d'une part des modalités d'émission et d'autre part des phénomènes d'interaction avec les structures du territoire (Dorioz, 2006). De nouvelles sources de phosphore ou d'azote sont sollicitées, par exemple les zones de bas fond à sols saturés ou les zones de marais (Curie, 2006 ; Molenat et al., 2008; Yang et al., 2008). Qualitativement et quantitativement, les apports du réseau hydrographique en matières en suspension et en phosphore peuvent être importants (Wither et Jarvie, 2008; Dorioz et al., 1998a). Ces processus « in stream » sont décrits au chapitre 2.4.3. C'est également à l'échelle intégratrice du bassin versant que la variabilité temporelle des processus est observée. Jordan-Meille (1998) décrit pour un petit bassin versant agricole de la région Lémanique, une progression saisonnière et annuelle de la surface des zones actives et de leur localisation. Cette progression est formalisée en différents « états de bassin », chacun étant propre à une dynamique d'exportation particulière en relation avec des mécanismes d'acquisition et de transfert spécifiques. Dorioz al. (1998b), pour un bassin versant voisin, décrivent cette évolution par une typologie de crues à l'exutoire mettant en relation les régimes d'exportations à leurs surfaces actives associées. C'est cette évolution en « état de bassin » et son importance sur la variabilité des régimes d'exportation d'eau, de matières en suspension et de phosphore qui est décrite dans notre approche de caractérisation des flux et de leur modélisation pour le bassin versant de l'Albenche (Pezet et al., 2013).

2.4.1.2 Processus élémentaires de rétentions du phosphore dans les bassins versants

Certaines composantes du territoire ont un rôle d'atténuation dans les transferts de certains flux (sédiments, nutriments, pesticides - Viaud et al., 2005 ; Dorioz et al., 2011). L'effet tampon de ces interfaces est décrit comme le rapport entre la quantité ou qualité (flux, concentrations, formes) des apports mesurés provenant de l'amont et la quantité ou qualité mesurées à l'aval de la zone. Les principales actions de contrôle des zones tampons sur la dynamique d'exportation des nutriments portent sur des mécanismes physiques (décantation des matières en suspension, infiltration des solutés), biologiques (prélèvements par la végétation). En relation avec leur nature, leur position, leur dimension mais également le type de polluants, les zones tampons n'ont pas le même impact sur l'atténuation des

différents flux de pollution (Dorioz et al., 2006; Dorioz et al., 2011; Gascuel-Odoux, 2007).

Tout comme les processus d'émission de phosphore, les processus de rétentions peuvent être classés en fonction d'un niveau d'organisation dans le paysage. A l'échelle de la parcelle les dispositifs tels que les bandes enherbées (CORPEN, 2002), s'ils sont bien dimensionnés et disposés, permettent une diminution significative (>50%) des flux de phosphore particulaire et de phosphore dissous sur de relativement longue durée. Ces dispositifs sont efficaces surtout pour l'interception du ruissellement diffus. Le rendement du dispositif est fonction de sa largeur mais aussi du type de sol, du type de végétation et de son âge. Ainsi, Dorioz et al. (2006) classent ces dispositifs de rétention et montrent leur effet sur les cinétiques de dépôts et les rendements d'atténuation des flux de phosphore et d'azote. Au dela de l'effet bénéfique de puits de phosphore à court terme, Dorioz et Trevisan (2002) et Dorioz et al. (2006) posent la question du devenir et de la aestion de ces bandes enherbées. Dans certaines conditions et quel que soit le polluant visé, (notamment pour les pesticides - Gascuel-Odoux et al., 2007) ces zones tampons peuvent devenir, à terme et dans certaines conditions, des sources de pollutions diffuses. Dans le cas de nos bassins versants d'étude, certaines prairies qui jouxtent des parcelles cultivées pourraient devenir des sources de pollutions diffuses, en particulier pour les zones hydrologiquement actives (les VSA).

Une des façons de retarder les échéances consiste à mettre en œuvre une gestion soignée de ces zones tampons pour maintenir leur performance (rugosité, état de la végétation, gestion des dépôts). Il importe également de ne pas compter exclusivement sur ces dispositifs tampons mais également sur une gestion adaptée des ruissellements pour lutter contre les exportations diffuses. A l'échelle du bassin versant, les rendements de ces zones tampons sont difficiles à estimer (Dorioz et al., 2006 ; Michaud et al., 2005). Certains auteurs évaluent cependant de l'ordre de 25% à 30% de diminution des flux de phosphore total exporté après la mise en place de dispositifs enherbés et de ripisylves dans des bassins versants de grandes cultures du Sud-Quebec (Michaud et al., 2005 ; Michaud et al., 2007).

2.4.2 Processus « in-stream »

Les processus in stream c'est-à-dire, les processus de rétention et remobilisation de sédiments et de polluants associés, qui s'opèrent au sein de la rivière peuvent être qualitativement et quantitativement importants, notamment dans certains contextes de bassins versant anthropisés (Nemery, 2003 ; Jarvie et al., 2006), mélangeant des sources diffuses (à dominance de phosphore particulaire) et des sources ponctuelles (à dominance de phosphore dissous) comme le bassin de la Deysse. Pour de tel type de bassins versants, une partie non négligeable du phosphore dissous peut être immobilisé temporairement (jusqu'à 60% pour Dorioz et al. 2004 ; Jarvie et al., 2002 et jusqu'à 90% pour certaines conditions de très basses eaux et de prélèvements biologiques maximaux - Jarvie et al., 2011). Ce phosphore est susceptible d'être remobilisé ensuite lors des crues (Nemery et Garnier, 2007; Dorioz et al., 1998a; Dorioz et al., 2004; Jarvie et al., 2011; Jordan-Meille et al., 1998 ;). Dorioz et al. (1989) ont introduit le concept de débit limite d'exportation afin de tenir compte, dans les bilans, des sources de phosphore liées à la rétention et remobilisation de phosphore au sein du cours d'eau. Certains modèles de calcul de flux proposent également des évaluations fines des bilans de phosphore au sein de bassins versants et de rivières (cf. chapitre sur les modèles de flux). Malgré cela, Trevisan et al (2012) pointent du doigt des manques de connaissance dans la prise en compte de ces processus in stream pour l'évaluation des bilans de phosphore.

Les processus qui organisent les échanges de phosphore dans les rivières sont contrôlés pas une combinaison de facteurs physiques et biogéochimiques qui remobilisent et transforment le phosphore (spéciation, minéralisation) ou au contraire immobilisent (et peuvent relarguer ulterieurement) le phosphore sur les sédiments (Bowes et al., 2003; Trevisan et al.,2012). Ces processus sont largement étudiés dans la littérature spécialisée (Reddy et al., 1999; Haggard et Sharpley, 2007; Withers et Jarvie, 2008). Nous les résumons brièvement cidessous.

2.4.2.1 Les processus physico-chimiques :

La sédimentation et la mise en suspension sont les deux principaux mécanismes physiques qui contrôlent la dynamique du phosphore particulaire en rivière. Le phosphore sédimenté et/ou fixé en période d'étiage est remis en suspension en période de crue. Ce contrôle est fonction de l'hydrodynamisme du cours d'eau et de la morphologie de la rivière. Par exemple, les morphologies de fonds de vallées (zones de marais) et les morphologie où les ripisylves sont bien établies (espace de bon fonctionnement du cours d'eau bien établi) peuvent jouer un rôle très important (qualitativement et quantitativement – Schmalz et al., 2008 ; Schoumans et al., 2011) sur la rétention du phosphore.

Le phosphore dissous interagit fortement avec les matières en suspension notamment les argiles (les alumino-sillicates), les oxydes de fer et d'aluminium et donnent lieu à de l'adsorption ou de la désorption (Lazarotto et al., 2007 ; Zhang and Huang, 2007). Ces interactions sont principalement contrôlées par la surface spécifique des particules et leur potentiel d'attractivité (force des liaisons hydrogène, nombres de sites spécifiques) ainsi que par certaines conditions du milieu (potentiel hydrogène (pH), conditions d'oxydo-réductions, présence de complexes organo-humiques) (Reddy et al., 1999). D'autres processus de précipitation et de dissolution peuvent réguler la concentration en phosphore dissous notamment dans les eaux interstitielles et les sédiments (Reddy et al., 1999 ; House, 2003). Pour les rivières à équilibre calco-sodique, ces processus incluent la co-précipitation de phosphate et de calcium (Pilleboue, 1987, Nemery, 2003). Dans le cas de rivières faiblement minéralisées, ce sont les hydroxydes de fer et d'aluminium qui jouent ce rôle. .

2.4.2.2 Les processus biologiques :

Les macrophytes, le périphyton et le phytoplancton ainsi que les bactéries participent au contrôle de la dynamique des transferts de phosphore en rivière principalement par le fait que ces organismes et végétaux assimilent du phosphore dissous et restituent du phosphore sous forme particulaire (phosphore organique) ou dissous (Withers et Jarvie., 2008 ; Jarvie et al., 2008 ; Reddy et al., 1999). Pour les bactéries, si certaines peuvent fixer du phosphore, leur principale activité conduit au contraire à la minéralisation des matières organiques. Les processus biologiques ont une influence saisonnière et sont liées aux régimes hydrologiques. Pendant les mois d'été avec des conditions de faible débit le phosphore est plutôt

retenu dans les sédiments et dans les végétaux/bactéries en association avec l'activité biologique intense (température élevée, fort ensoleillement). Pour des débits plus importants (dont les débits de crues estivales), le phosphore est remobilisé, sous formes dissoute et particulaire et les rétentions sont limitées (du fait de la vitesse du courant).

2.4.2.3 Variabilité des processus in stream : échelle d'observation et mécanismes clés

Différents facteurs contribuent à la variabilité des processus in stream. Withers et distinguent les facteurs géologiques/géomorphologiques, Jarvie (2008), hydrologiques/hydromorphologiques et anthropiques. L'érosion des sols des bassins versants et l'érosion des berges et du lit des cours d'eau constituent les entrées de sédiments dans le réseau hydrographique. La nature de ces apports (granulométrie, minéralogie) est fonction de la géologie/géomorphologie du bassin versant, de l'état d'altération du sol, et de l'origine des sources de sédiments au sein du bassin versant (Poulenard et al., 2009). Ces matériaux ont des teneurs plus ou moins élevées en phosphore. Les érodats de sols et notamment de sols agricoles ont, par exemple, des concentrations en phosphore largement supérieures aux matériaux issus des berges mais ces derniers auront une capacité de fixation du phosphore plus importante que les érodats des sols (Sharpley et al., 1995; Dorioz et al., 1998a). Les interactions potentielles avec le phosphore sont donc fonction de l'origine de ces matériaux en termes de nature mais également en termes d'utilisations (Poulenard et al., 2007). Les activités anthropiques (rejets ponctuels, aménagements de cours d'eaux) perturbent largement le cycle du phosphore en rivière généralement par une augmentation de la charge en phosphore et une déconnexion des cours d'eaux de leur ripisylve ou de leurs annexes hydrauliques (diminution du temps de résidence d'où une diminution des échanges avec la zone hyporéique, réductions des zones d'ombrages - Reddy et al., 1999 ; Oraison et al., 2010). Ces perturbations peuvent être ponctuelles et temporaires mais plus généralement affectent les cours d'eau de façon chronique et selon un gradient croissant de l'amont vers l'aval du bassin versant (Bowes et al., 2003; Nemery et al., 2007; Jarvie et al., 2010). A l'échelle de ces bassins versants, il est reconnu que la morphologie du cours d'eau (diversification des faciès d'écoulement et de substrat), la connexion avec les annexes hydrauliques et la ripisylve (augmentation du temps de séjour, minéralisation et prélèvements par les végétaux et organismes bactériens) assurent une régulation sur les flux de matières en suspension et de certains polluants (azote, phosphore - Oraison et al., 2010, Schoumans et al., 2011). Pour certains cours d'eau du nord-ouest de l'Europe. De Klein et Koelmans (2010) montrent que le temps de séjour de l'eau est un facteur primordial dans la dynamique de rétention de l'azote et du phosphore. Jeppesen et al. (1999) montrent l'importance relative du type de substrat (sables ou graviers) et du type de végétation en place, dans la régulation des flux de ces nutriments. La restauration des cours d'eau est donc probablement un outil de régulation des flux de nutriments.

Ces processus in stream sont différents selon le type de bassin versant. Nous décrivons ci-dessous les processus clés pour le cas d'un bassin versant de tête de bassin à dominance agricole et pour la cas d'un bassin versant aval à dominance périurbaine.

Cas des têtes de bassin, agricoles

A l'échelle de petits bassins versants amont régionaux, (ordre 2 – classification de Stralher) principalement couverts de prairies et sur substrats relativement imperméables, les sédiments proviennent majoritairement des berges du cours d'eau (Lefrançois, 2007). Ces sédiments ont de faibles teneurs en phosphore, une faible biodisponibilité et ont un fort pouvoir fixateur (Poulenard et al., 2007). Ces mêmes auteurs remarquent une forte production de matière en suspension déconnectée de l'hydrologie et attribuable à la dégradation des berges par le piétinement des troupeaux. Pour ces petits bassins versants, le temps de séjour de l'eau est relativement court (temps de concentration de l'ordre de 6 heures et tarissement de l'ordre de 12 heures) et les flux in stream sont contrôlés dans ces contextes par un enrichissement progressif de sédiments du cours d'eau en phosphore. Le phosphore provient de diverses sources qui peuvent être ponctuelles (déjections des troupeaux aux abords du cours d'eau, rejets ponctuels accidentels, rejets ponctuels chroniques - Poulenard et al., 2007; Jarvie et al., 2010) mais également diffuses. Dans le cas des sources diffuses, le phosphore provient généralement prioritairement des surfaces agricoles en cultures (Vansteelant et al., 1997) mais pour certains contextes peut provenir massivement des surfaces en prairie (Hahn, 2012). Des processus de cristallisation d'hydroxyapatites (Pilleboue, 1987) et des processus biologiques (Reddy et al., 1999) peuvent également avoir lieu dans certaines conditions. Les sédiments du cours d'eau, généralement à fort pouvoir fixateur s'enrichissent progressivement en phosphore émis du bassin versant et sont exportés vers l'exutoire pour certaines conditions hydrologiques (Dorioz et al., 1998b).

Cas des bassins versants aval, périurbains

Les effets in stream pour ce type de bassin versant sont plus généralement liés aux dynamiques des apports ponctuels (urbains, industriels ou agricoles pour certains). Ces apports majoritairement composés de phosphore dissous (Houhou et al., 2009) enrichissent fortement les sédiments en phosphore, et ceux-ci jouent alors le rôle de puits en période de faibles débits (Jarvie et al., 2002). Le sens et l'intensité des échanges entre les formes particulaires et les formes dissoutes est dépendante de la concentration de ces différentes formes au sein de la rivière et d'une concentration d'équilibre (EPC₀, déduite des isothermes d'adsorption) du sédiment en contact avec l'eau (Jarvie et al., 2005). Il y a désorption de phosphore si la concentration de celui-ci dans la rivière est plus faible que la concentration d'équilibre. Inversement, si la concentration en phosphore dissous augmente dans l'eau de la rivière, du phosphore est adsorbé sur le sédiment. En fonction du point d'équilibre et des concentrations de phosphore dissous dans l'eau, les sédiments sont puits ou sources de phosphore (Jarvie et al.; 2005). Cette notion d'équilibre est notamment dépendante de la nature des sédiments (granulométrie, minéralogie) qui contrôle son pouvoir fixateur mais également des conditions dans le milieu (pH, potentiel redox). Poulenard et al. (2007) montrent que le point d'équilibre d'un matériau issu de berges évolue quand celui-ci est immergé dans le cours d'eau. Le point d'équilibre se déplace vers des concentrations plus importantes ce qui tend à montrer qu'une source à fort pouvoir fixateur et faible biodisponibilité (faible EPC₀) immergée dans le milieu récepteur peut devenir source de phosphore (forte biodisponibilité et faible pouvoir fixateur). Meybeck (2001) estime que, pour les bassins versants de l'ordre de 100 km², les échanges se compensent généralement à l'échelle annuelle. Cependant c'est la variabilité des régimes d'exportations à l'échelle intra annuelle qui conditionne l'impact sur le

milieu récepteur et notamment pour les grands lacs péri-Alpins (Jordan-Meille et al., 2007). Les flux exportés par les crues d'été peuvent avoir plus d'impact sur la qualité des eaux que les flux exportés en hiver, et dans ce contexte, les évolutions de certains forçages externes (changement du mode d'occupation des sols, changements climatiques globaux) peuvent avoir une grande importance dans la distribution temporelle des stocks in stream et de leur impact potentiel.

2.4.3 Synthèse : vue d'ensemble sur le système de transfert du P dans un bassin versant et typologie des épisodes hydrologiques

La complexité du territoire (diversité des paysages), la variabilité dans le comportement du système de transfert et les propriétés du P (peu soluble et conservatif) affectent le régime d'exportation du phosphore à l'exutoire. L'ensemble définit « l'état du bassin versant ». Jordan-Meille, (1998), Jarvie et al. (2002) et Bowes et al., (2003), constatent que le régime annuel des exportations est réglé par des conditions hydrologiques expliquant les modalités d'écoulement dans le bassin versant (chemins de l'eau, niveau de nappe, degré de connections, zones actives, zones tampons). 3 conditions hydrologiques sont décrites selon la typologie suivante :

(i) Pendant les périodes d'étiage les apports ponctuels prédominent et enrichissent les sédiments du réseau hydrologique en P. Le P exporté est principalement dissous et fortement biodisponible (courbe C. Figure 1-4).

(ii) Lors des crues de périodes estivales ou lors de la période de reprise hydrologique (automne), le P stocké dans le réseau hydrologique est partiellement évacué à l'exutoire sous forme dissoute. La charge en P des matières en suspension est, en général, remarquablement élevée (jusqu'à 1500 µg/g sur les sédiments de l'Albenche - Poulenard et al., 2007) et présente en général une forte biodisponibilité (Jordan-Meille, 1998). Pour ce type de phénomène rapide la réponse hydrologique du bassin est gouvernée par des surfaces actives imperméabilisées (même de faible extension). Le flux de P généré est attribuable de façon prépondérante au stock remobilisé dans le réseau hydrographique de ce fait, et le P exporté aura une forte biodisponibilité (Dorioz et al., 1998a). Dorioz et Trevisan (2008) font le constat que l'urbanisation accroit la fréquence de ces crues, et Lafforgue et al (2013) montrent qu'elle a des effets collatéraux nombreux, tant quantitatifs que qualitatifs. Ce type d'évolution est majeur pour la bassin versant du Lac du Bourget.

Enfin (iii) après la reprise hydrologique les états de surfaces des bassins (saturation des sols, connections) deviennent favorables aux émissions de P diffus lors des crues. La contribution relative des émetteurs du ponctuel diminue nettement (courbe B. Figure 1-4) relativement à la contribution des émetteurs du diffus (courbe A. Figure 1-4). Les quantités exportées dépendent à la fois de l'intensité des pluies, de la surface des zones actives mais aussi de leur degré de connection. De façon globale, les crues (estivales ou hivernales) sont les événements hydrologiques qui font la majeur partie du bilan de phosphore d'un bassin versant (Pilleboue 1987) et notamment celui du Lac du Bourget (Jacquet et al., 2013). Cette typologie définit un régime d'exportation variable qui joue en termes de quantité totale, de spéciation et d'époque vis à vis des transferts vers le lac du Bourget.



Figure 1-4 : Représentation d'un système de transfert du P dans un bassin versant péri-urbain d'après Dorioz et Poulenard (2007) modifiée. (P tot) = concentration en phosphore total. (Q)=débit, UDEP= usine de dépollution des eaux usées. Les entrées aux systèmes sont potentiellement transmises au réseau hydrographique ou stockées puis fixées ou remobilisées. Le dernier stock est le réseau hydrographique lui même où peut s'opérer une spéciation du P. La courbe A décrit le comportement de concentration des flux, issu des émetteurs du diffus, corrélé à l'augmentation du débit. La courbe B décrit le comportement de dilution par l'augmentation du débit, des apports des émetteurs ponctuels. La courbe C décrit la cyclicité des rejets de station d'épuration en fonction du temps, à débit sensiblement égal. Enfin la courbe D décrit la variabilité des concentrations de Ptot à l'exutoire en fonction du temps. Le jeu de ces systèmes de transferts détermine à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux.

2.5 Impact environnemental majeur : l'eutrophisation

Parmi les atteintes à la qualité des eaux, l'eutrophisation des eaux continentales apparaît comme un problème rémanent et universel (Vollenveider, 1968; Dorioz, Aurousseau et al., 2007). Le rôle des nutriments, principalement l'azote (N) et le phosphore (P) dans l'eutrophisation des eaux de surface et la contamination des eaux est maintenant reconnu de longue date (Schindler, 1974, Schouman et al., 2011). Si le rôle de chacun de ces nutriments dans l'équilibre trophique des eaux est complexe, il demeure qu'en condition naturelle, l'azote ne limite pas la croissance des végétaux et c'est le phosphore qui est bien l'élément limitant de la croissance des végétaux. Dans les milieux anthropisés, les rejets massifs de phosphore ont déstabilisé cet ordre et rendu ponctuellement l'azote comme élément limitant. Dans ce contexte de carence, certaines cyanobactéries ont pu dominer le cortège phytoplanctonique en utilisant et métabolisant l'azote atmosphérique dissous dans l'eau pour leur croissance et leur développement (Lafforgue et al, 1995 Jacquet et al., 2005). La croissance végétale est finalement dépendante des apports en phosphore et celui-ci reste donc généralement le facteur limitant. Il est toutefois bien établi que le facteur limitant pour un milieu nutritif est l'azote quand le rapport N/P du milieu est inférieur à 7 et le phosphore quand le rapport N/P du milieu est supérieur à 10 (Barroin, 1999).

Pour les milieux lentiques et en particulier les plans d'eau cette pollution se manifeste donc par une prolifération de végétaux (macrophytes, phytoplancton et en particulier cyanobactéries potentiellement toxiques) perturbant les fonctions et usages du milieu (réduction de la biodiversité de l'écosystème aquatique, impact sur les usages récréatifs et sur la potabilisation de l'eau) (Lafforgue, 1998 ; Barroin 1999). Un autre facteur d'importance dans l'intensité et la durée des signes d'eutrophisation est la charge interne du plan d'eau qui sous l'effet des apports chroniques de phosphore aux sédiments a tendance à augmenter continuellement si aucun mécanisme de relarguage ne l'atténue (Barroin, 1999 ; Jenny et al., 2013).

2.6 Objectifs attendus et hypothèses de travail

La demande du gestionnaire porte sur la part et la responsabilité des différentes activités (agricole vs urbain) et sur les conséquences de certaines évolutions (climatiques, usages des sols) sur le bilan de phosphore à l'exutoire des bassins versant du lac du Bourget.

Les connaissances préalables (état de l'art) nous permettent de dire que la réponse du système qu'il faut étudier provient d'une cascade d'évenement, de processus et de phénomènes qui se succèdent dans le continuum bassin versantlac. Ce continuum fonctionne de façon relativement discontinue dans le temps et répond à des contraintes d'échelles et de saisonnalité (cycle de saturation des sols).

Evaluer les flux de pollutions diffuses et mettre au point des stratégies de réduction de ces pollutions à l'échelle du bassin versant necessite de comprendre les processus clés et les structures du paysage qui interragissent (zones sources critiques, zones tampons) dans l'emissions, le transfert ou la rétention des flux de

phosphore à différentes échelles du territoire et pour différents usages des sols. Les exportations traduisent des mécanismes d'acquisition et de transferts propres à chaque échelle d'étude (tête de bassin versant et bassin versant global) et à chaque usage (bassin versant agricole et bassin versant mixte – agricole, périurbain).

Cela necessite de caractériser, quantifier et modéliser les flux d'eau, de sédiments puis de phosphore à l'échelle de bassins versants experimentaux représentatifs des questions du gestionnaire.

- caractériser : il s'agit de comprendre l'ensemble des mécanismes qui déterminent les flux de phosphore à l'exutoire du bassin versant d'étude. Pour le bassin versant amont, il faudra déterminer les régimes d'exportation spécifiques d'un fonctionnement en VSA. Pour le bassin versant aval, il s'agira de verifier en quoi le fonctionnement VSA s'applique et dans le cas contraire déterminer les facteurs et processus hydrologiques spécifiques aux deux échelles de travail.
- quantifier : Il s'agit de comprendre, par l'analyse des variations de concentrations et des bilans, les modalités d'acquisitions et d'exportations des flux. Pour cela, l'eau (débit, température, potentiel hydrogène, conductivité) et certains éléments associés (azote, phosphore, matières en suspensions) sont à quantifier à l'exutoire des bassins versants. Ces données servent d'indicateurs de qualité pour la période suivie mais servent aussi à la calibration des outils de modélisations.
- modéliser : la modélisation est utilisée comme un outil de validation de l'estimation des flux, d'amélioration de la connaissance des systèmes étudiés et, en perspective, de prédiction des impacts des modifications de certaines pratiques (modifications des assolements, évolutions des régimes de fertilisations) ou des forçages externes (évolutions des régimes de précipitation) sur les flux calibrés aux exutoires. Il s'agit de tenir compte pour les différents bassins versants de processus spécifiques tant au niveau de l'hydrologie que l'acquisition de la charge en sédiment et phosphore. Pour le bassin versant de l'Albenche, nous chercherons à tenir compte, dans la modélisation, de la variabilité des processus d'extension spatiale et temporelle des VSA et du mode d'acquisition de la charge en phosphore des sédiments. Pour le bassin versant de la Devsse, le modèle doit verifier en quoi il est pertinent d'appliquer le fonctionnement VSA pour l'évaluation des flux d'eau, de sédiment et de nutriments. Le modèle sera également évalué sur sa capacité à reproduire le fonctionnement in stream en lien avec des entrées de pollutions ponctuelles, ce qui pourrait être particulièrement important dans les processus d'exportation pour la Deysse.

La relative complexité des hydrosystèmes à étudier necssite de progresser sur la comprehension des phénomènes à chaque échelle d'étude. De plus, la perplexité quant à certaines évolutions futures implique d'utiliser des outils de simulations pour analyser les processus de transferts puis modéliser ces exportations.

Nous présentons les choix méthodologiques dans la PARTIE 2.

3- Notions concernant les modèles hydrologiques et de calculs de flux

3.1 Les modèles de partitions des flux : « Load Apportionment Model »

De nombreuses approches sont testées pour identifier l'origine des flux de nutriments en rivières (Pilleboue, 1987; Dorioz et al., 1998b; Bowes et al., 2005; Greene et al., 2011). Cette diversité de méthode s'explique notamment en raison de la multiplicité des sources de phosphore (Pilleboue, 1987; Wither et Jarvie, 2008), des liens ténus entre exportation du phosphore et mode d'occupation des sols d'une part (Vansteelant, 1997; Wood et al., 2005) et connexions hydrologiques d'autres part (Dorioz et al., 1998b; Jordan-Meille et al., 2007). Certaines de ces approches permettent seulement une estimation globale du flux de phosphore par l'évaluation de flux spécifique ou de coefficient d'exportation du phosphore (Wang et al., 2004) représentatifs d'une pression d'urbanisation ou d'usages des sols. En plus du suivi à l'exutoire, ces méthodes requièrent des données fines quant aux activités des bassins versants étudiés. Pour palier le problème de la distinction entre l'origine des pollutions (ponctuelles vs diffuses), de nombreux auteurs (Farhni, 1982; Pilleboue, 1987; Burher et Wagner, 1982; Bowes et al., 2010; Dorioz et al., 2004; Greene et al., 2011; Jarvie et al., 2010; Kronvang et al., 2007; Trevisan et al, 2012) développent des approches basées sur la relation entre l'hydrologie et les concentrations de phosphore mesurées à l'exutoire. Ils distribuent, via des fonctions mathématiques, le flux enregistré à l'exutoire entre les différentes sources de pollutions (ponctuelles, diffuses). Cette démarche nécessite de suivre et enregistrer les flux d'eau et les flux géochimiques à l'exutoire des bassins versants.

Pour ces modèles de partition de flux (Dorioz et al., 2004, Bowes et al. 2008), la concentration en phosphore est modélisée comme étant fonction du régime hydrologique. Les entrées en phosphore des sources ponctuelles (A) et diffuses (C) sont chacune modélisée par une fonction 'puissance' les reliants au débit. On considère généralement deux termes distincts définis comme suit :

 $C(p) = A.Q^{B-1} + C Q^{D-1}$

Où

C(p) est la concentration de phosphore modélisée,

A.Q^{B-1} est une loi de dilution calculant la contribution de la pollution ponctuelle,

C Q ^{D-1} est un terme rendant compte d'entrées relatives à la pollution diffuse.

Cette relation est représentée à la Figure 1-5 :



Figure 1-5 : représentation graphique et théorique des fonctions de partage C(p) = $A.Q^{B-1} + CQ^{D-1}$ pour le phosphore total eau filtrée (Ptef)

Le premier terme de la courbe est représenté en vert (loi de dilution) et le second terme est représenté en rouge (loi de concentration). La concentration en phosphore dissous (PTEF) en µg /l est fonction du débit (Q) en m3/s. Lors des épisodes de tarissement, les flux de pollutions ponctuelles sont constants (au pas de temps hebdomadaire, Pilleboue, 1987). Les concentrations qui résultent de ces épisodes sont d'autant plus diluées que le débit de tarissement est fort, d'où une fonction globale de dilution. A l'inverse les pollutions diffuses sont transférées en périodes pluvieuses, sous l'effet du ruissellement et de l'érosion. Ces transferts sont d'autant plus importants que les averses et les phénomènes érosifs sont intenses. D'où une fonction puissance croissante, positive. Lors d'apports ponctuels, nous considérons une loi de dilution dans la relation qui lie la concentration au débit (Figure 1-5, courbe verte). A l'inverse, pour des flux dominés par des pollutions diffuses, nous observons une loi de concentration (Figure 1-5, courbe rouge) en fonction de l'augmentation du débit. Dans le cas d'un système complexe, avec des apports d'origines ponctuelles et diffus, ces relations se combinent (Figure 1-5, courbe bleue). La contribution moyenne annuelle du diffus et du ponctuel peut être ainsi estimée à partir de données à l'exutoire (Bowes et al. 2008).

Cette méthode ne permet pas toutefois de prendre en compte explicitement les phénomènes in stream (stockage/déstockage des sédiments et de leurs charges en nutriments) s'opérant lors du transport au sein du réseau hydrographique, notamment lors des averses succédant les périodes d'étiage prolongés. Dans ces circonstances il y a en effet remobilisation de tout ou partie du stock de phosphore

ponctuel bloqué dans les sédiments, ce qui a pour effet de biaiser le calcul du poids respectif des pollutions diffuses ou ponctuelles (Bowes et al., 2008; Trevisan et al., 2012). Ces modèles font également l'hypothèse que les entrées ponctuelles sont continues dans le temps et que toutes les entrées diffuses sont dépendantes du débit (Bowes et al., 2005), alors que certaines entrées ponctuelles sont variables dans le temps (Neal et al., 2008), notamment les pertes liées au lavages des installations agricoles ou celles liées aux déversoirs d'orage ou aux surverses de station d'épuration.

3.2 Les modèles de transferts : eaux et pollutions diffuses

Un modèle est une représentation conceptuelle plus ou moins détaillée de la réalité d'un système physique et des différentes composantes de son fonctionnement (Ambroise, 1999a). Bien que certains modèles garantissent une grande précision des processus physiques (Abbott et al., 1986), une analyse de terrain couplée à une analyse conceptuelle des processus est généralement nécessaire (Delattre, 1979 in Payraudau, 2002).

Les modèles sont développés pour répondre à plusieurs objectifs dont certains sont liés. Ces objectifs pourront être centrés sur la prévision des crues et des étiages (CEQUEAU, Girard et al., 1972, MORDOR, Garçon, 1996), sur les processus hydrologiques et transferts de polluants en milieux superficiel (ANSWER, Beasley et al., 1980; MODCOU, Ledoux, 1980; SHETRAN, Abbott et al., 1986) ou profonds (GARDIENA; Thiery, 1982; MODFLOW, McDonald and Harbaugh, 1988; NEWSAM, Levassor et Ledoux, 1996).

3.2.1 État de l'art

Cette partie présente une description succincte des principaux modèles de bassins versants ainsi qu'une rapide présentation de leur capacité et de leurs usages. Il existe une multitude de modèles variables par leur nature et leur complexité. Étant donné la complexité de fonctionnement des systèmes hydrologiques, les modèles sont généralement construits pour une problématique précise : répondre aux problèmes posés. Différentes typologies de modèles de transfert dans les bassins versants sont proposées dans la littérature (Singh, 1995; Regsfaard, 1997; Ambroise, 1999; Payraudeau, 2002) ainsi que différentes synthèses (Krysanova and Arnold, 2008; Yang and Wang, 2010; Sharpley et al., 2002; Nasr et al., 2007; Schoumans et al., 2009). C'est de cette littérature qu'est tirée cette partie sur les modèles bassins versants (Tableau 1-6).

| Modèle | Domaines d'applications | Processus modélisés | Type de Modèle | discrétisation spatiale | acces |
|----------------|---|---|----------------|--|---------|
| ANSWER 2000 | bassin versant agricole, pratique des sols, BMP's | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | distribué | cellule | libre |
| Ann-AGPNS | bassin versant agricole, pratique des sols, BMP's | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | distribué | surface unitaire (HRU), cours d'eau, surface en eau | libre |
| HEC-HSM | bassin versant urbain, modélisation des crues, changement d'occupation des sols | bilan hydrologique, hydraulique | semi-distribué | cellule | libre |
| HSPF | bassin versant agricole et urbain, transfert de sédiments et polluants | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | semi-distribué | mode d'occupation des sols, cours d'eau, surface en eau | libre |
| INCA/INCA-P | bassin versant agricole , transfert de sédiments et polluants, transfert du P | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | semi-distribué | surface unitaire (HRU), cours d'eau, surface en | libre |
| KINEROS2 | bassin versant urbain de préférence, transfert de sédiments | bilan hydrologique, transport de sédiments | distribué | sections, cours d'eau | libre |
| MIKE SHE | bassin versant hétérogène, transfert de sédiments et polluants | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | distribué | cellule - 2-D (surface) 1-D (cours d'eau) - 3-D (zone saturée) | protégé |
| SWAT | bassin versant hétérogène, transfert de sédiments et polluants, BMP's | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | semi-distribué | surface unitaire (HRU), cours d'eau, surface en | libre |
| SHETRAN | bassin versant hétérogène, transfert de sédiments et polluants | bilan hydrologique, transport de substances (dissous - particulaire) | distribué | cellule - 3-D | libre |
| WEPP | bassin versant agricole, transfert de sédiments, érosion | bilan hydrologique, transport de sédiments | distribué | sections de cours d'eau | libre |

Tableau 1-6 : les principaux modèles de bassins versants : domaines d'applications, processus modélisés et typologie (voir paragraphe suivant pour explications).

3.2.2 Typologie des modèles de transferts

Nous retiendrons une classification classique basée sur celle de Singh (1995), suivant la représentation des processus et selon une approche spatio-temporelle. La distinction est faite entre :

- la représentation des processus : modèles empiriques, modèles conceptuels et modèles physiques,
- la représentation dans l'espace : modèles globaux, modèles semidistribués et modèles distribués,
- la représentation dans le temps : modèle événementiels et modèles à pas de temps continus.

Dans le cas des modèles empiriques, les équations mathématiques représentent directement des relations statistiques entre les variables d'entrées du modèle et les sorties du modèle. Ce type de modèle qui ne tient pas compte du fonctionnement interne d'un système est théorisé par Norbert Wiener (1948 – Cybernetics, or Control and Communication in the Animal and the Machine- MIT Press. Cambridge) sous le nom de « black box ». Perrin (2000) souligne les limites de ces modèles dans le cas de suivi en continu de bassin versant alors qu'ils semblent mieux adaptés à la représentation de périodes de crues (modèle événementiel). Gnouma (2006) souligne également que ce type de modèle est généralement global et est conçu pour modéliser à l'échelle événementielle.

Pour les modèles conceptuels, les relations entre les variables d'entrées et les sorties sont généralement associées à des équations différentielles ou de

convolution, associées en hydrologie à des échanges entre des réservoirs interconnectés. Les procédures de calcul prennent la forme de réservoirs qui se remplissent et se vident plus ou moins rapidement et ces réservoirs assurent aussi bien la transformation de pluie en débit que stockage et déstockage de polluants (Rouquet, 2012). C'est le cas, entre autres, du modèle hydrologique NAM (Nielsen et al., 1973) ou des modèles GR développés par le CEMAGREF (actuel IRSTEA-Perrin et al., 2003; Mouelhi et al., 2006a; Mouelhi et al., 2006b). Ces modèles sont généralement structurés en deux modules complémentaires : un module qui assure la transformation de la pluie en débit (qui intègre le bilan hydrologique) et un module qui assure le transfert (routage) de l'eau dans le réseau hydrographique (Rouquet, 2012). Certains auteurs (Wheater et al., 1993) ont reproché aux modèle conceptuels, le manque de représentativité de la complexité et de la variabilité des processus de génération des débits au sein des bassins versants, notamment souligné par Ambroise (1999) ou Gineste (1998). Ces modèles sont généralement globaux mais certains peuvent être semi-distribués (Beven and Kirkby, 1979; Ledoux, 1980). Dans ces cas les modèles sont discrétisés en sous bassins versant et une méthode de routage permet de transférer les flux modélisés vers l'exutoire (Ledoux, 1980). Sous une forme distribuée, ils peuvent donc notamment répondre à des problématiques des effets de changement d'occupation des sols et servent à tester des méthodes d'atténuation des flux ou de gestion des pratiques (Best Management Practices) concernant les pollutions diffuses agricoles (Nasr et al., 2007). Les développements actuels des systèmes d'acquisition et de traitement de la donnée et l'expérience acquise sur les modèles conceptuels montrent qu'ils garantissent une bonne représentation de la réalité, et peuvent répondre à un critère opérationnel d'économie de la donnée (Jorgensen, 1986 ; Nasr et al., 2004 ; Nasr et al., 2007).

Les modèles à base physique tentent de reproduire un comportement hydrologique à l'exutoire sur la base d'une approximation de la réalité physique du bassin versant, à partir d'équation différentielles partielles rendant compte des échanges de masse et d'énergie dans le temps et dans l'esapce. Ces modèles (appelés aussi mécanistes) se basent sur les lois de la mécanique, de la physique, rendant compte des phénomènes d'advection et de dispersion/diffusion. Lorsqu'ils considèrent des phénomènes chimiques (échanges) ou biologiques (mortalité, multiplication,...), on introduit des fonctions puits/source ou des phénomènes d'échange interphasique, dont la nature est souvent empirique, partant d'une très bonne connaissance du fonctionnement. Ces modèles sont distribués, considèrant des domaines maillés (Ambroise, 1999). En théorie, ce type de modèle est exempts de calage car tous les paramètres sont censés être quantifiables et peuvent être appliqués à des bassins versants non jaugés. La réalité est bien différente et encore actuellement ces modèles doivent être calibrés et calés, notamment sur les fonctions puits-source. Pour un modèle à base physique comme MIKE SHE (Abbott et al., 1986), tout un pan de la littérature spécialisée est dédiée à ces procédures de calibration du modèle (Xevi et al., 1997 ; Sahoo et al., 2006 ; Wang et al., 2012). Construit pour être beaucoup plus précis, ces modèles peuvent souffrir d'un nombre important de paramètres régissant les processus à l'échelle de la maille ou de l'unité spatiale considérée. Les données nécessaires à la construction du modèle sont généralement longues et délicates à acquérir surtout dans le cadre de contexte opérationnelle et technique. Ces modèles lourds à manier restent généralement dans le domaine de la recherche et on recherchera dans certains milieux des modèles dits parcimonieux, plus économes en données et variables d'entrée notamment pour l'application au calcul de flux de pollutions diffuses agricoles (Hahn, 2012).

PARTIE 2

CHOIX MÉTHODOLOGIQUES ET SITES D'ÉTUDE

1- Choix des objets d'études

En préalable au choix des bassins versants d'étude, une typologie de la diversité géomorphologique et hydromorphologique du bassin versant du lac du Bourget a été établie. C'est cette démarche qui est présentée dans ce chapitre.

1.1 Diversité régionale des bassins versants : géographie

Une analyse géologique et géomorphologique de terrain nous permet d'établir un classement en quatre types de bassins versants, dont les grands traits sont rappelés ci-dessous (Figure 2-1)

Type 1- Les sous bassins en situation de tête de bassin versant. Leur mode d'occupation des sols est dominé par des forêts et prairies d'alpages sur substrat calcaire karstifié. Ils se situent principalement en altitude sur les plateaux calcaires des massifs subalpins.

Type 2- Les sous bassins de coteaux implantés sous les falaises et éboulis des formations calcaires Jurassique. Le mode d'occupation des sols est encore dominé par des surfaces en prairie et quelques cultures mais la pression de l'urbanisation est déjà forte. Ces sous bassins versants sont drainés par des rivières d'ordre 1 (selon la classification de Stralher).

Type 3- Les sous bassins individualisés de l'étage montagnard, dominés par des prairies mais avec une agriculture tournée vers l'élevage et des bassins individualisés de l'étage collinéens supportant de l'arboriculture (vergers). Ces bassins sont sur substrats molassiques et placages morainiques. Ces sous bassins versants sont drainés par des rivières d'ordre 2 à 3 (selon la classification de Stralher).

Type 4- Les sous bassins de 'plaines'. Ces bassins sont largement périurbanisés. Les cultures sont céréalières (maïs et blé). Le substrat est essentiellement alluvionnaire et morainique. Ces sous bassins versants sont drainés par des rivières d'ordre 2 à 3 (selon la classification de Stralher).



Figure 2-1 : Schéma des quatre types de bassins versants du Lac du Bourget distribués selon la géologie, la topographie et le mode d'occupation des sols. Diversité régionale des bassins versants : typologie du réseau hydrographique.

En parallèle à l'analyse géologique et géomorphologique, une analyse hydromorphologique permet la distinction de six types de réseaux hydrographiques. Chaque type est représenté par un diagramme simplifié caractérisant les traits géomorphologiques simples et opérationnels (Figure 2-2).



Figure 2-2 : type des réseaux hydrographiques rencontrés dans le bassin versant du lac du Bourget.

1.2 Le choix réalisé

Le choix s'est porté sur deux bassins versants emboités dont les usages, l'hydrologie et la géomorphologie sont différentes : Le bassin versant de la Deysse (de l'ordre de 6800 ha) et le bassin versant de l'Albenche (de l'ordre de 250 ha). Le bassin versant de l'Albenche, est un bassin versant agricole, situé au nord Ouest du bassin versant du lac du Bourget (Erreur ! Source du renvoi introuvable.). C'est un bassin versant de type 3 (Figure 2-1) sur substrat molassique et à usage des sols dominé par de l'agriculture d'élevage (charge de l'ordre de 1,2 à 1,5 UGB/ha). Le réseau hydrographique est faiblement surcreusé dans sa partie supérieure et s'incise en partie inférieure (Figure 2-2, type a). Le ruisseau est assez bien ramifié sans dépasser toutefois un ordre 2 (ordre de Strahler), mais de nombreuses petites ravines latérales affluent vers le ruisseau en partie aval (Figure 2-2, type a) et contribuent à son alimentation en eau et éléments (dissous et particulaires). Les berges constituées en grande partie par des matériaux morainiques peuvent générer par érosion des flux important de sédiments. L'autre bassin versant (La Deysse, 6800 ha) est plus représentatif d'un schéma de développement régional. C'est un bassin versant à usages des sols et morphologie complexes (type 3 et 4, Figure 2-1) mais encore tourné vers l'agriculture. Le réseau hydrographique amont est plutôt incisé (type b, Figure 2-2) dans la molasse des collines latérales tandis que le réseau hydrographique à l'aval est plutôt de type (e) (Figure 2-2) et coule dans la plaine de l'Albanais. Les différences dans la taille et l'utilisation de ces bassins suggèrent une organisation différente des flux de pollutions dans le temps et l'espace. Le choix s'est porté sur deux bassins versants imbriqués afin d'intégrer les changements d'échelles dans la prise en compte des exportations et de leur modélisation.

1.2.1 Le bassin versant de la Deysse

Les usages des sols du bassin versant de la Deysse sont variés et complexes (Figure 2-3). Les surfaces imperméabilisées (hors autoroute A41) couvrent près de 6 % du territoire, les surfaces en cultures couvrent de l'ordre de 9% du territoire et les surfaces en eau (marais) environ 2%. La maieur partie du bassin est donc couverte par des prairies (pâturées, fauchées pour 58%) et les forêts pour près de 25%. L'habitat est plutôt rural et dispersé mais se développe en contexte périurbain notamment autour d'Albens (3254 habitant -INSEE 2010, 18 % depuis 2000) expliqué en partie par le positionnement d'Albens et plus globalement du bassin versant, sur un axe de communication et économique fort : Aix-les-Bains / Annecy. Le système d'assainissement des eaux urbaines et domestiques du bassin versant de la Deysse est composé d'installations d'assainissement collectif (AC) et non collectif (ANC). Pour l'année 2010, plus de 70% de la population du bassin versant est raccordée à des dispositifs d'AC et suite aux travaux de raccordement de la station d'épuration de la Biolle sur le réseau de collecte d'Aix les Bains, 4 stations d'épuration des eaux usées (STEP) collectant près des 2/3 des habitants du bassin, restent en service et rejettent les eaux traitées dans la Deysse. Le rapport d'activité du service public pour l'assainissement non collectif (SPANC) dénombre plus de 1100 installations d'ANC, soit plus de 2800 EH, dont près de 50% est raccordable à terme par un réseau de collecte et de traitement des eaux usées.



Figure 2-3 : Usages des sols du bassin versant de la Deysse.

La station d'épuration la plus importante en terme d'EH est celle d'Albens (2500 EH). C'est une station de type « boues activées à aération prolongée », dont le rejet est situé à l'aval de la confluence avec l'Albenche. Cette station d'épuration présente des dysfonctionnements liés à des faiblesses du système épuratoire et de la filière de stockage des boues (SAFEGE, 2008). S'ajoutent à cela des dysfonctionnements du bassin de stockage et de restitution (BSR) des eaux usées de la commune d'Albens. Les autres STEP du bassin versant sont de type « filtres à sable plantés de roseaux ». Il s'agit de dispositifs extensifs de type « culture fixée sur supports fins » (Boutin et al., 1998) généralement sans traitement spécifique pour l'azote ou le phosphore.

Dans ce paysage, dominent encore les activités agricoles représentées par près d'une centaine d'exploitations. Le système de production laitier est dominant et représente l'activité de près de ³/₄ des exploitations (RGA 2010) et la polyculture représente moins de 10 % de la SAU positionné majoritairemement dans la plaine (320 ha de céréales et maïs). Le lait produit par les exploitations est en grande partie valorisé localement par deux coopératives laitières (St-Germain-La-Chambotte, St-Ours). La taille moyenne des exploitations est de près de 50 UGB en 2010 alors qu'elle était de 20 UGB à 30 UGB dans les années 1990 l'augmentation se vérifie également sur la SAU des exploitations. D'une quinzaine d'hectares dans les années 1990 la surface moyenne des exploitations est maintenant de près de 50 ha (RGA, 2010).

Le bassin versant de la Deysse est caractérisé par des grandes unités géomorphologiques qui comprennent:

- l'amont calcaire du chaînon anticlinal du Foug, à l'Ouest du bassin versant, surplombant le lac. La retombée Est de l'anticlinal est principalement occupée par de la forêt et quelques rares prairies au niveau de St Germain la Chambotte, - les collines molassiques de l'Ouest du bassin versant (commune de Cessen, St Germain la Chambotte). Ces collines supportent principalement de l'agriculture d'élevage sur prairie permanente, quelques cultures de maïs et un amont généralement forestier. Cette unité comprend le bassin versant de l'Albenche,

- les collines molassiques de l'Est du bassin versant (communes de St Girod, Chainazles-Frasses, Mognard). A l'instar de celles situées à l'Ouest du bassin, le mode d'occupation des sols est composé majoritairement de terres agricoles (principalement de la prairie), des forêts mais à l'inverse des collines de l'Ouest, également d'un tissu de hameaux à mailles plus resserrées. La densité moyenne de la population est de 98 habitant/ km² (moyenne des trois communes de Chainaz-les-Frasses, St Girod et Mognard) contre 38 habitants/ km² pour les collines de l'Ouest du bassin versant (moyenne des communes de St Germain-la-Chambotte et de Cessens),

- la plaine de la Deysse, qui couvre une superficie de 500 ha dont près de 110 ha de zones humides classées à l'inventaire natura 2000, supportent des activités urbaines mais aussi agricoles en prairie et culture (RGA, 2010).

1.2.2 Le bassin versant de l'Albenche

Le bassin versant agricole étudié est le bassin versant amont de l'Albenche (250 ha) tributaire du Lac du Bourget. L'altitude du bassin versant évolue entre 497 m et 780 m et la topographie est relativement prononcée avec des pentes maximum de plus de 30 % et régulièrement des pentes de plus de 15 %. La géologie du secteur est principalement composée par deux formations très peu perméables (molasses miocène et placages morainiques du wurm). Les sols développés sur molasse sont principalement des Cambisol haplique, à texture limono-sableuse et structure particulaire ; ceux sur moraines sont majoritairement des Cambisol eutrique (Poulenard et al. 2008). Les usages des sols sont largement dominés par des prairies permanentes (60 % du bassin), quelques surfaces en cultures annuelles (3% du bassin) et des forêts tempérées (35% du bassin) de l'étage bioclimatique du collinéen. Enfin, les surfaces imperméabilisées comptent pour 2% du bassin versant (Figure 2-4).

D'après les synthèses du service pour l'assainissement non collectif de la communauté de communes d'Albens, les pollutions ponctuelles domestiques de la dizaine d'habitations sont maîtrisées par des filières d'assainissements autonomes et exclues du bilan de phosphore à l'exutoire. Ce bassin a l'avantage d'intégrer l'ensemble des sources diffuses agricoles notamment le produit des ruissellements sur les cours de fermes, aires d'exploitation et divers accès et sans inclure des sources ponctuelles domestiques



Figure 2-4 : principaux usages des sols du bassin versant de l'Albenche.

1.3 Hydrogéologie du bassin versant

Sur la base des grandes unités morphologiques décrites précédemment nous pouvons décliner les unités hydrogéologiques suivantes.

- Les formations molassiques tertiaires : les coupes stratigraphiques montrent la multiplicité des faciès de molasse (Paolillo, 1984). Plus simplement, on peut tenir compte de deux types de molasses que sont, les molasses « rouges » ou molasses d'origine « continentale » en position inférieure et les molasses « vertes » ou molasses d'origine « marine » (Paolillo, 1984 ; Pierlot et Rampenoux, 1991). Ces molasses sont, pour notre contexte d'étude, définies comme des formations plutôt imperméables. Elles sont généralement peu capacitives car relativement imperméables et faiblement fracturées. Motivés par ces caractéristiques hydrogéologiques homogènes, nous prendrons par la suite une hypothèse simplificatrice en ne considérant qu'une seule et même formation molassique.

- Les formations quaternaires : à l'exception des petits cônes de déjections des torrents latéraux, pour lesquels les matériaux peuvent comporter des alternances centimétriques de sables et de graviers, ainsi que les dépôts profonds à lits perméables, les dépôts sont dans l'ensemble relativement fins (matrice limonoargileuse), généralement à caractère palustre (C.F.E.G, 1982) et ceux-ci permettent donc des remontées capillaires de la nappe superficielle, conduisant alors à des extensions des zones de marais lors des épisodes de saturation des sols.

- Hormis les alluvions « anciennes à moyennes » qui sont par exemple exploitées au captage du lieu dit « les Sauvages » les formations géologiques du bassin versant de la Deysse constituent des magasins aquifères de relativement faible dimension. Certains forages (sondages des « lles » à Albens, forage de l'Usine « la Mère Picon » à St Felix) et des campagnes de prospections électriques (C.F.E.G, 1982) ont montré que la molasse n'est pas productive et que le remplissage quaternaire de la plaine de la Deysse n'est que faiblement productif. Cependant, sur les collines molassiques de nombreux captages et sources alimentent les fontaines des villages des différentes communes (Mognard, St Girod, Chainaz les Frasses). Certains captages, dont l'eau est tirée de la molasse sableuse, sont réputés assez productifs pour leur utilisation (alimentation du bétail, fontaine de village ...) mais nombre d'entre eux sont sensibles aux pollutions organiques et bactériologiques (Pierlot et Rampenoux, 1991).

La majeure partie du bassin versant de la Deysse est donc couvert par des formations relativement imperméables (C.E.F.G, 1982). Prise dans son ensemble, la nappe de la plaine de la Deysse n'est alimentée que par les torrents de rive gauche à la faveur d'une dizaine de petits cônes de déjections prenant naissance en pied de coteaux molassiques, avec des taux d'infiltration variables suivant le torrent mais de l'ordre de ¼ du débit d'étiage. En revanche, en rive droite, le torrent de l'Albenche n'apporte que peu de recharge à la nappe, considérant le substrat du bassin versant comme imperméable (molasse), la transition avec la plaine alluviale, sans cône de déjection, et composée des matériaux relativement argileux (moraines ou dépôts palustres). Il semble également que dans le cours de la Deysse, les échanges nappes-rivière en période d'étiage soient faibles, de l'ordre de 3 % à 5 %, et qu'ils n'aient pas de sens prépondérant. (C.F.E.G, 1980).

1.4 Hydromorphologie du secteur d'étude

La Deysse prend sa source à l'étang de Crosagny, se jette dans le Sierroz, 650 ml à l'aval de notre point de mesure définissant l'exutoire de notre bassin versant. Le linéaire de la Deysse est d'environ 13,5 km pour un dénivelé de moins de 80 m, soit une pente moyenne d'environ 0,60%. Les principaux ruisseaux affluents de la Deysse dévalent les côteaux molassiques des collines bordières du bassin versant selon une pente relativement soutenue (de l'ordre de 5% à 10%) leur conférant un caractère torrentiel chargé en alluvions. Plus en aval la morphologie douce de la plaine alluviale perpendiculaire à l'axe de la Devsse (pente inférieur à 1%) permet une dissipation rapide de l'énergie et un fort ralentissement de l'écoulement. Le principal affluent de la Deysse est la rivière Albenche qui prend sa source sur les collines molassiques au nord ouest du bassin versant de la Deysse au lieu dit « La Grangerie », rejoint la plaine au niveau d'Albens puis la Deysse par le jeu de fossés ou petits canaux. Le réseau hydrographique du bassin versant est relativement bien ramifié sans toutefois dépasser l'ordre 4 (Strahler, 1952). L'amont des sous bassins versants est relativement naturel, mais le réseau hydrographique dans la plaine de la Deysse a subi de nombreuses actions de correction de son profil (chenalisation) dès le milieu du 18^{ème} siècle afin de palier certains désordres (engorgement des sols agricoles, insalubrité, brouillards récurrents....).

Actuellement, de l'amont vers l'aval, on rencontre des configurations hydromorphologiques très contrastées. De l'étang de Crosagny à la confluence avec l'Albenche, soit près de 4,5 km, la Deysse présente un faciès plutôt « lentique » (Malavoi et Souchon, 2002 ; Malavoi et Bravard, 2010), plat à écoulement lent, et la rivière s'apparente davantage à un fossé qui draine une plaine marécageuse plus ou moins anthropisée (peupleraies, cultures de maïs, blé, orge, prairies temporaires et permanentes). Certaines zones de cette plaine sont classées (inventaire NATURA 2000, ZNIEFF, Site d'Intérêt Communautaire).

Entre l'Albenche et le Ruisseau de Savigny, la Deysse est rejointe essentiellement en rive gauche, par de nombreux affluents descendant des collines molassiques. Un régime plus dynamique et sinueux de faciès plutôt « lotique » (Malavoi et Bravard, 2010) avec de nombreuses succession de rapides, bassines, plats courants, s'expriment alors sur plus de 3,5 km. Ce régime a une action bénéfique sur l'autoépuration du cours d'eau surtout par une meilleure oxygénation et par la plus grande diversité du substrat, favorisant notamment les alternances des dynamiques de dépôts et mobilisation des matières en suspensions (Oraison et al., 2011).

Plus au sud, sur 3 km, la rivière garde ce faciès plutôt « lotique » avec une succession de plats courants, radiers et rapides mais devient plus rectiligne et est contrainte par de nombreux ouvrages (ponts routiers, ponts SNCF) qui chenalisent son cours. La Deysse rejoint ensuite le Sierroz au niveau des gorges éponymes au sein d'un environnement essentiellement industriel.

2- Choix d'un outil de modélisation : SWAT

Le modèle recherché doit permettre de :

- réaliser des estimations de flux de pollutions diffuses agricoles sur des bassins versants hétérogènes en taille et occupation des sols,
- prendre en compte les pollutions d'origines ponctuelles,
- réaliser des scénarios sur les changements d'usage des sols (pratiques agricoles, extension de l'urbanisation), et sur les évolutions des forçages externes (changement global),
- tenir compte des processus in stream (échanges au sein du cours d'eau) dans le calcul des flux,

Les modèles 'physiques distribués' sont écartés du choix Les modèles de type 'globaux-conceptuels' sont également écartés (i) car ils ne permettent pas de prendre en compte la localisation et la diversité des différentes sources de pollutions au sein du bassin versant (pollutions agricoles, industrielles et domestiques) (ii) et ce type de modèle fait généralement l'hypothèse de relations homogènes entre les différents aquifères, à l'échelle du bassin versant. Le choix s'est porté sur un modèle de type 'semi-distribué' qui permet de tenir compte des évolutions des pratiques et usages des sols. L'unité spatiale élémentaire est discrétisé en surfaces considérées comme homogènes en termes de fonctionnement hydrologique (Ambroise, 1991). D'un point de vue plus opérationel et pour une facilité d'utilisation et d'adaptation, les modèles libres sont préférés à leurs homologues 'protégés'. Nous avons également favorisé, dans un but opérationnel les modèles bénéficiant d'une large couverture de diffusion et d'utilisation.

Dans un contexte de collaboration nous avons privilégié SWAT (Tableau 2-1) déjà utilisé au Canada par le laboratoire IRDA (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement - Michaud et al., 2006, 2007), pour des problématiques d'identification des sources de pollutions et de gestion des pratiques agricoles dans un contexte d'eutrophisation des eaux de surfaces.

Tableau 2-1 : justification du choix du modèle SWAT pour le contexte d'étude

| | | adaptation à la problématique d'étude | | |
|---------------------------|--|---|--|--|
| | caractéristiques du modèle | avantages | inconvénients | |
| Typologie du modèle | semi distribué à base physique | prise en compte de la distribution spatiale des caractéristiques physiques de l'objet modélisé | risque de surparamétrisation impliquant des difficultés de calage du modèle | |
| Echelle d'utilisation | spatiale: bassin versant temporelle : pas de temps continu | modélisation des interactions à l'echelle bassir versant (phase terrestre, cours d'eau, aquifère) | le modèle n'est pas configuré pour les simulations à l'echelle de la parcelle | |
| Discrétisation spatiale | unité de réponse hydrologique | simulation d'unité, de taille variable et homogène en terme de réponse hydrologique, de transport de sédiments, de nutriments | le concept d'HRU est associé à l'hydrologie. La pertinence de la taille de la HRU n'est que peu prise en compte | |
| Discrétisation temporelle | simulation journalière à anuelle | estimation des processus généraux gouvernant les flux à l'exutoire | lissage de certains évenements rapides sur des bassins versants à faible temps de concentration (crues infra journalières) | |
| Modèle hydrologique | Soil Conservation Service - Curve Number | modèle robuste, largement utilisé pour de nombreux type de sols et d'occupation de sols | modèle empirique. L'équation du CN ne tient pas compte, dans la formulation de la fonction de stockage, de l'évolution annuelle de la saturation des sols | |
| Variables d'entrées | données requises: modèle numérique de terrain, occupation des sols, pratiques agricoles, pédologie, géologie, géométrie du réseau hydrographique, pluie journalière, température minimale et maximale journalière, vitesse moyenne journalière du vent, insolation, débit moyen journalier | exhaustivité, précision des données d'entrées | difficulté de calage du modèle, erreurs relatives aux biais d'informations sur les variables d'entrées (definition du MNT, définition de la typologie des sols) | |
| Accessibilité du modèle | code source en libre accès (http://swat.tamu.edu/) | évolution permanente et adaptation à des contraintes d'études particulières | buggs informatiques persistants redibitoires à une utilisation conviviale du modèle | |
| Champs d'applications | gestion de la qualité/quantité de la ressource en eau | prédiction de l'impact de modifications d'utilisa réchauffeme | tions des sols (pratiques agricoles, déforestations, ent climatique) | |

2.1 Vue d'ensemble de SWAT

Dès la création du SCS⁶ un vaste programme de recherche et d'expérimentations est mené pour mieux comprendre les relations entre ruissellement et érosion en lien avec l'utilisation des sols (Rallison, 1980). Dans les années 1960, l'Agricultural Research Service (ARS) de l'USDA entreprend de développer des modèles de simulations hydrologiques, de flux sédimentaires mais également des extensions permettant l'estimation des pertes en nutriments et pesticides. SWAT en est la continuité (Figure 2-5). CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Managment Systems, Knissel, 1980), sert de base au future modèle GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Managment Systems, Léonard et al., 1987) qui est concu pour l'estimation de la charge en nutriments et pesticides des aquifères. Un autre modèle construit à la même époque, EPIC (Erosion-Productivity Impact Factor, Williams et al., 1984 renommé Environmental Policy Integrated Climat, Izaurralde et al., 2006) est, à l'origine, développé pour estimer l'impact de l'érosion sur la productivité des cultures. Ces modèles servent à la construction de SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins, Arnold et Williams, 1987) auguel certains composants sont ajoutés (Figure 2-5). SWAT est

⁶ L'Amérique des années 30' fait face à la « grande dépression » et de nombreux secteurs d'activités sont en déclin. Certains méfaits de l'agriculture intensive d'après guerre corrélés à des conditions météorologiques particulières dont des sécheresses répétées, provoquent les « Dust Bowl » (tempête de poussière), touchant une partie de la « Corn Belt », grenier à maïs des États-Unis, provoquant la faillite et contraignant à l'exode de nombreux fermiers (Steinbeck, 1939). Franklin D. Roosevelt, nouveau président répond alors à cette crise économique et propose dans son « New Deal » une loi sur la « protection des sols » le 27 avril 1935, et créer le *Soil Conservation Service* (SCS) dépendant de l'*United State Departement of Agriculture* (USDA).

construit en ajoutant à SWRRB, le module de transfert des flux ROTO (*Routing Outputs To Outlets*; Arnold, 1990), l'algorithme de transfert hydrologique de Muskingum basé sur les équations de Saint Venant définissant le temps de trajets de l'eau dans le réseau hydrographique (Cunge, 1969), le module QUAL2E (*The Enhanced Stream Water Quality Models, Barnwell and Brown, 1987*) concernant les cinétiques des équilibres physico-chimiques et les transformations des nutriments au sein du cours d'eau et enfin, l'intégration d'une interface SIG (Srinivasan and Arnold, 1994).

Depuis la première version, SWAT94.2, pour laquelle le découpage en Unité de Réponse Hydrologique (HRU) avait été intégré, SWAT ne cesse d'évoluer (Williams et al., 2008) et bien que créé pour des bassins versants nord américains, c'est actuellement un modèle très largement diffusé de part le monde (Gassman et al., 2007 ; Krysanova et Arnold, 2008 ; Douglas-Mankin et al., 2010) pour des bassins versants hétérogènes en taille, en usage des sols et pour des finalités de recherches ou appliquées couvrant un large spectre d'objectifs, de la détermination des pertes en nutriments vers les masses d'eaux (Michaud et al., 2006 ; Rollo et al., 2010 ; White et al., 2010 ; Lam et al., 2012), des pertes en pesticides (Due et al., 2006 ; Gevaert et al., 2008 ; Boithias et al., 2011), en bactéries (Sadeghi et al., 2002 ; Parajuli et al., 2009 ; Kim et al., 2010 ; Bougeard et al., 2011) aux estimations de l'impact du réchauffement climatique sur les ressources en eau et la qualité de l'eau (Kingston and Taylor, 2010).

De nombreuses versions variantes de SWAT ont été développées généralement dans des perspectives d'adaptation à des conditions locales spécifiques. On peut citer, parmi ces variantes, SWAT-G (Lenhart et al., 2002) pour lequel certains algorithmes ont été adaptés à un contexte montagneux, SWIMM (Krysanova et al., 1998) s'intéressant principalement à l'évolution des utilisation des terres et aux changements climatiques, SWAT-MODFLOW (Perkins and Sophocleous, 1999; Won-Kim et al., 2008) qui est un couplage de SWAT et du modèle physique distribué MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988) pour pouvoir apprécier la réponse des aquifères à des rabattement notamment dans le cas d'application de pompages, SWAT-DEG (Allen et al., 2008) pour quantifier et prédire les évolutions morphologiques des cours d'eaux en contexte urbanisé, SWAT-VSA (Easton et al., 2008) et SWAT-WB (Easton et al., 2011) pour prédire la distribution et l'extension des zones à sources variables. Ces différentes adaptations montrent les limites du modèle SWAT dans sa version de base et, bien que certains modèles puissent être utilisés hors contexte initial (Payraudeau, 2002), cela montre également la nécessité d'un cadrage ou d'une évolution du modèle pour un contexte d'étude ou pour une problématique ciblée.



Figure 2-5 : développements successifs de SWAT et exemples d'adaptations du modèle pour des contextes particuliers

2.2 Fonctionnement du modèle SWAT

Une description simplifiée du fonctionnement du modèle SWAT est présentée cidessous. Plus de détails sur les fonctionnalités, les capacités et les domaines d'expertises du modèle peuvent se trouver dans Eckhardt et Arnold, (2001) ; Neitsch et al. (2005, 2009), Gassman et al. (2007) et Gassman et al. (2010).

2.2.1 Discrétisation spatiale

Le bassin versant modélisé est subdivisé en sous-bassins versants. Ceux-ci sont subdivisés en unités de réponse hydrologique (Hydrological Response Units - HRUs) qui représentent la maille élémentaire de discrétisation spatiale. Ces HRU sont des zones homogènes en termes de réponse hydrologique et sont construites par le recoupement de l'occupation du sol et d'unité pédologique (Figure 2-6). Les différents bilans (eau, sédiments, nutriments, ...) sont calculés à l'échelle de chaque HRU puis sommés à l'échelle du sous bassin versant et du bassin versant. Les HRUs n'ont pas de positionnement spatial les unes par rapport aux autres au sein du sous-bassin versant. Leur positionnement est simplement caractérisé par une distance de concentration des flux. Les bilans en sortie de la HRU sont injectés dans le tronçon du réseau hydrographique drainant le sous-bassin versant.


Figure 2-6 : discrétisation spatiale dans SWAT : l'unité de réponse hydrologique (Hydrological Response Unit –HRU). Renaud (2004).

2.2.2 Le module 'hydrologie'

2.2.2.1 Le bilan hydrologique journalier

Pour chaque HRU, le cycle hydrologique est modélisé, au pas de temps journalier, selon l'équation suivante :

$$SW_{t} = SW_{0} + \sum_{i=1}^{t} (R_{day} - Q_{surf} - E_{a} - w_{seep} - Q_{gw})$$

Avec SW_t la quantité finale d'eau dans le sol (mm), SW₀ la quantité initiale d'eau dans le sol (mm), t le temps (jours), R_{day} la précipitation du jour i (mm), Q_{surf} la quantité d'eau ruisselée le jour i (mm), E_a la quantité d'eau évapotranspirée le jour i (mm), w_{seep} la quantité d'eau entrant dans la zone non saturée le jour i (mm) et Q_{gw} la quantité d'écoulement restituée par la nappe le jour i (mm).

Les principales composantes du bilan hydrologique modélisées (Figure 2-7) sont l'interception et le stockage dans la canopée, l'évapotranspiration, le ruissellement de surface, l'écoulement de sub-surface, l'infiltration et la redistribution dans le profil du sol, l'emmagasinement et la restitution de la nappe de surface vers le cours d'eau ainsi que l'emmagasinement dans la nappe profonde et les prélèvements et restitutions en nappe de surface et nappes profondes.

Au sein des cours d'eaux, le bilan hydrologique peut être perturbé par l'évaporation, l'infiltration et des prélèvements ou restitutions.



Figure 2-7 : processus hydrologiques modélisés par SWAT (Nietsch et al., 2005)

2.2.2.2 Le ruissellement de surface : l'équation du curve number (CN)

Le ruissellement de surface de ces HRU est calculé à partir de l'équation du 'Curve Number (CN)'. Cette équation empirique avait été développée pour prédire le ruissellement de surface pour des sols et modes d'occupation des sols variés, à partir de plus de 20 ans de suivi des relations pluies –débits pour des petits bassins versants ruraux américains (Rallison and Miller, 1981). Bien que largement utilisés et capables de simuler correctement les bilans hydrologiques et de qualité des eaux, les modèles reposant sur la méthode du CN ne tiennent pas compte de la réalité de certains des processus hydrologiques gouvernant l'extension dans l'espace et dans le temps des zones source variables (Garen and Moore, 2005).

Dans SWAT, la hauteur de ruissellement est calculée selon l'équation du 'Curve Number' (CN). L'équation de base est la suivante:

$$Q = \frac{Pe^2}{Pe+S} \tag{1}$$

Où Q (mm) est le ruissellement de surface, Pe (mm) est la pluie nette et S (mm) est une capacité de stockage des sols du bassin versant avant ruissellement. S varie en fonction de la nature des sols et des modes d'utilisation des sols et est estimé par :

$$S = 254(\frac{1000}{CN-1})$$
 pour 0≤CN≤100 (2)

Où CN est le 'Curve Number'.

2.2.3 Le module 'sédiments'

Pour les HRU, l'érosion causée par la pluie et le ruissellement et le flux de sédiments qui en résulte, sont calculés par l'équation universelle de perte en sol modifiée (MUSLE – Williams, 1975) qui intègre, à la différence de *l'Universal Soil Loss Equation* (USLE – Wischmeier and Smith, 1978) l'énergie du ruissellement prise en compte par le débit de pointe alors que l'USLE calcule une érosion fonction de l'intensité de la pluie (El_{USLE} -rainfall energy factor).

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0.56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG$$

Avec, calculée pour chaque HRU, *sed* la quantité finale de sédiments pour un jour donné (tonne), Q_{surf} est le ruissellement de surface (mm), q_{peak} est l'intensité maximum de ruissellement (m³/s), *area_{hru}* est la surface de la *HRU* considérée K_{USLE} est le facteur d'érodabilité fonction de la granulométrie, de la perméabilité, de la structure du sol et de la teneur en matière organique du sol (Wischmeier, 1971). C_{USLE} est l'indice de couverture végétale, P_{USLE} est un facteur lié aux pratiques culturales comme facteur de variabilité des émissions de sédiments. LS_{USLE} est un facteur topographique et *CFRG* est un facteur permettant de tenir compte de la fraction de 'bloc' ou 'rocher' contenue dans le sol comme facteur de variabilité de stabilité. Ces indices sont adimensionnels. Une discussion complète sur les approches de modélisation des flux sédimentaires à l'échelle bassin versant ou dans les cours d'eaux est disponible dans Summer and Walling (2002).

Dans les eaux de ruissellements, la concentration en sédiments ($conc_{sed,surq}$) est calculée selon :

 $conc_{sed,surq} = \frac{sed}{10*area_{hru}*Q_{surf}}$

Avec *sed* la quantité de sédiments le jour considéré (tonnes), *area_{hru}* la surface de la HRU (ha) et Q_{surf} la quantité d'eau ruisselée en surface le jour considéré (mm).

Le transport des sédiments est calculé pour deux composantes (i) la composante « terrestre » (pour les HRU) (ii) la composante « cours d'eau ». Pour la composante terrestre, SWAT tient compte de la granulométrie des sédiments puis calcule leurs transports vers les masses d'eaux (cours d'eaux, réservoirs, marais). Pour la composante « cours d'eaux » le transport des sédiments est contrôlé par deux processus qui sont l'érosion et la sédimentation, dépendants d'un potentiel d'érodabilité de l'eau (fonction de la vitesse, du débit maximal et de la charge en sédiments initiale) et de l'érodabilité des berges du cours d'eau (fonction du couvert végétal, de la géométrie de la berge, de la texture, structure et densité des matériaux constitutifs de la berge). Des développements de SWAT traitent spécifiquement de ce sujet. Pour plus d'informations le lecteur peut se référer aux travaux d'Allen et al. (2008) et Nietsch et al. (2009).

Nous avons utilisé le code SWAT 2009. Nous retiendrons ici que celui-ci à la différence du code de SWAT 2005 (équation de Bagnold, 1977), permet d'intégrer différents modèles physiques d'érosion. Ces modèles d'érosion sont basés sur les équations de Hanson and Simon (2001) et Julian and Torres (2006) (dans Neitsch et al., 2011) et tiennent compte des phénomènes d'érosion régressive et d'érosion latérale (ou érosion des berges) qui sont liées à des paramètres physiques et morphologiques du cours d'eau (Figure 2-8).



Figure 2-8 : Représentation schématique des paramètres physiques inclus dans le calcul du flux de sédiments dans le cours d'eau..

2.2.4 Le module POND-WETLAND

SWAT simule quatre types de « masses d'eau » dont les marais et les étangs (POND-WETLAND). Ces masses d'eau sont associées dans SWAT à un sousbassin versant. Les entrées d'eau sont également associées à ce sous-bassin versant. Le modèle tient compte d'un bilan hydrologique propre à chaque POND-WETLAND qui est calculé par :

V= V_{stocké} + V_{débit entrée} - V_{débit sortie} + V_{precipitation} - V_{évaporation} - V_{infiltration}

avec **V** le bilan (en hm³). L'unité pour l'ensemble des termes est l'hectomètre cube (hm³).

Chaque POND-WETLAND est définie par une surface minimale en eau et sa surface maximale en eau. Le volume maximal du POND-WETLAND est calé par deux niveaux d'exhaure (un haut et un bas).

Le cycle sédimentaire (transport, dépôt) et le cycle des nutriments (phosphore et azote) sont décrits par des processus simples de décantations. Les phénomènes de spéciation du phosphore et de transformation de l'azote ne sont pas pris en compte.

Une équation empirique est utilisée pour décrire la relation entre la concentration en phosphore total et la concentration en chlorophylle *a* (Rast and Lee, 1978). Les processus de remobilisation de la charge en phosphore des sédiments ne sont pas pris en compte.

Le lecteur peut se référer à Neitsch et al. (2011) pour plus de détails.

Ce module POND-WETLAND apparaît comme très important dans la régulation des flux hydrologique pour les bassins versant à zones de plaines (Schmalz et al., 2008).

2.2.5 Le module 'cycle de l'azote'

Dans les HRUs, SWAT décompose le cycle de l'azote en cinq pools distincts, deux pools pour l'azote minéral et trois pools pour l'azote organique (Figure 2-9). Le transfert de l'azote est modélisé dans le profil du sol et dans l'aquifère superficiel. Deux sources d'azote organique sont considérées : la matière organique fraîche (résidus de culture et biomasse microbienne) et la fertilisation organique. Deux sources d'azote minéral sont considérées : les apports de fertilisation sous forme minérale et les produits de la minéralisation de certaines formes organiques. SWAT simule la nitrification, la dénitrification et la volatilisation de l'ammonium en utilisant les méthodes de Reddy et al. (1979) et Godwin et al.(1984) dans Neitsch et al (2011). Les nitrates sont transportés vers la rivière par les eaux de ruissellements (surfaces et sub-surfaces) et peuvent percoler dans le profil du sol pour rejoindre la nappe superficielle ou être maintenus par les forces de capillarité dans l'horizon du sol en réponse à un déficit en eau et être utilisé par la végétation. Une fraction de l'azote organique peut être également transportée par la fraction sédimentaire. Dans ce cas, le flux transporté est dépendant de la quantité de sédiments exportée et d'un facteur d'enrichissement de ces sédiments en azote organique.

Dans la rivière la dynamique du cycle de l'azote est simulée par le modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) inclus dans SWAT. Ce modèle simule les principales interactions biologiques (productions algales, sénescences, production biofilms) et physico-chimiques (spéciation de l'azote, minéralisation, équilibre physique, échange avec la phase sédimentaire, saturation en oxygène).



Figure 2-9 : différenciation des « pools » d'azote dans le sol, simulés par SWAT Nietsch et al., (2005)

2.2.6 Le module 'cycle du phosphore'



Figure 2-10 : deux « compartiments » du phosphore simulés par SWAT. Modifiée d'après Nietsch et al., (2005) : phosphore organique (organic phosphorus) et le phosphore inorganique (inorganic phosphorus) comprenant le phosphore particulaire et le phosphore dissous (ions orthophosphates).

Le phosphore est un élément majoritairement mobilisé par des processus de surfaces et de sub-surfaces associés à de l'érosion ou des ruissellements (Sharpley et al., 1999, Michaud et al., 2006). Pour simuler au mieux ces processus, SWAT définit deux compartiments : le compartiment « phosphore organique » et le compartiment « phosphore minéral » (Figure 2-10). Chacun de ces compartiments est organisé en trois 'pools' définissant un « état » du phosphore dans le sol, d'un état plutôt « labile » et facilement mobilisable à un état plutôt « stable » .Le compartiment organique est organisé en un 'pool' de phosphore « frais » composé des résidus de cultures et de la biomasse alors que les « pools » de phosphore « stable » et « actif » microbienne. représentent l'humus du sol et les entrées de fertilisations organiques. La minéralisation du phosphore organique s'effectue depuis le 'pool actif' composé de substances humiques actives. Le compartiment phosphore minéral est composé de trois « pools » : « stable », « actif » et « solution » (Figure 2-11). Ce dernier correspond au phosphore en solution dans le sol et assimilable directement par les végétaux. La minéralisation et la dégradation du phosphore organique vers le pool « actif » du compartiment organique ou le pool « solution » du compartiment minéral s'opèrent pour chaque couche de sol. Les transformations du phosphore entre le pool « actif » et en « solution » s'opèrent dans le premier centimètre du sol.

Dans la rivière, la dynamique du phosphore est simulée comme pour le cycle de l'azote, par le modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987) inclus dans SWAT. Ce modèle simule les principales interactions et équilibres d'une part entre la production de biomasse (phosphore organique), les conditions physico-chimiques (T°, saturation en oxygène dissous) et d'autre part la dégradation de la biomasse (minéralisation du phosphore organique). L'enrichissement des sédiments en phosphore est fonction de la dégradation de la biomasse produite dans le cours d'eau. Les phénomènes de rétention du phosphore dissous sur un substrat solide ne sont pas pris en compte dans SWAT.



Figure 2-11 : différenciation des « pools » de phosphore dans le sol, simulés par SWAT (Nietsch et al., 2005). Les pools de phosphore particulaire sont encadrés en noir.

3- Implémentation de SWAT pour les bassins versants d'étude

Le modèle SWAT a été construit et testé sur le bassin versant de l'Albenche puis sur le bassin versant de la Deysse. Les données nécessaires à la construction, le calage et la validation des différents modèles sont détaillés dans les paragraphes suivants. SWAT est utilisé dans la version 2009 (rev. 528 accessible à l'adresse <u>http://swat.tamu.edu/software/swat-model/</u>). Nous avons utilisé les fonctionnalités de SWAT 2009 pour l'évaluation de l'érosion des berges et du fond du lit de la rivière et le travail d'Almendinger et al. (2009) pour l'évaluation des flux (eau, sediments, nutriments) de la plaine de la Deysse (contexte de zones humides, marais et sols hydromorphes).

3.1 Données générales

Pour notre étude, SWAT requiert : un modèle numérique de terrain, des données pédologiques (cartographie du bassin versant – Cizabuiroz et Garin, 2010), des données du Mode d'Occupation des Sols (MOS, données du Corine Land Cover, 2006), des données climatiques (données météo France 1975-2010 et données de la station météorologique mise en place sur le site de l'Albenche, pour la période d'étude). Le calcul de l'évapotranspiration potentielle est établi par la formule de Peinman-Monteith (Monteith, 1965). Pour le bassin versant de l'Albenche, les données relatives aux utilisations des sols et aux flux de phosphore sont issues d'enquêtes sur les pratiques agricoles exhaustives des exploitations du bassin versant. Pour le bassin versant de la Deysse, les données concernant les pratiques agricoles et les plans d'épandage des boues de stations d'épuration sont issues du RGA (2010) et de la collectivité en charge de la gestion de l'assainissement.

Le modèle hydrologique est calé et validé sur des données hydrologiques par mesure *in situ* couvrant la période de septembre 2009 à janvier 2011 (le lecteur peut se référer au chapitre 4 du mémoire). Les flux de matières en suspension sont calés et validés sur un ensemble de données relatives au flux de sédiments, azote et phosphore qui ont été mesurées à l'exutoire des bassins versants pour la même période.

Le lecteur est invité à se référer à l'annexe 2 du mémoire concernant :

- les données générales nécessaires à la construction du modèle,
- l'ensemble des fichiers de construction du modèle.

3.2 Les paramètres de calage

De nombreuses synthèses et articles décrivent, testent et priorisent les nombreux paramètres de calage nécessaires au fonctionnement du modèle SWAT et analyse leur sensibilité (Eckhardt et Arnold, 2001; White et Chaubey, 2005; Green et van Griensven, 2008; Abbaspour et al., 2007; Zang et al., 2008; Zang et al., 2009).

L'annexe 3 présente l'ensemble des paramètres de calage du modèle SWAT et leur description.

3.3 Performance du modèle

La performance du modèle est évaluée à l'aide de 3 indices (Green et van Griensven, 2008) : le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash et Sutcliffe, 1970), le coefficient de détermination (R²) et le pourcentage de biais ou déviation des valeurs (Dv). NSE varie entre - ∞ et 1 (valeur optimale), R² varie entre 0 et 1 (valeur optimale) et la valeur optimale de Dv est 0. Un indice Dv positif indique que les valeurs simulées sont sous-estimées par rapport au observation (Gupta et al., 1999).

$$R^{2} = \frac{(\sum_{i=1}^{n} (Oi - \overline{O})(Pi - \overline{P}))^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (Oi - \overline{O})^{2} \sum_{i=1}^{n} (Pi - \overline{P})^{2}}$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Oi - \overline{O})^2 - \sum_{i=1}^{n} (Pi - \overline{O})^2}{\sum_{i=1}^{n} (Oi - \overline{O})^2}$$

$$Dv = \frac{\sum_{i=1}^{n} Pi - Oi}{\sum_{i=1}^{n} Oi} *100$$

Où *n* est le nombre d'observations durant la période simulée, *Oi* et *Pi* les valeurs observées et prédites pour chaque point *i*, \overline{O} et \overline{P} les moyennes arithmétiques des valeurs observées et prédites sur la période simulée.

Les différents indices sont calculés au pas de temps journalier pour les différentes variables simulées (débit, flux de matières en suspension, flux en phosphore total, phosphore dissous et phosphore particulaire, flux de nitrates), pour les périodes de calibration, validation et période globale.

Pour nos travaux et conformément au travaux Michaud et al.(2006), la valeur des indices NSE et R² est jugée satisfaisante quand elle est supérieure respectivement à 0.5 et 0.6 et pour une déviation des valeurs de moins de 10% pour les débits Baudin *(com. pers)*.

4- Choix des stratégies de suivi et d'échantillonnage des bassins versants d'étude

Les parties précédentes mettent en évidence la variabilité spatiale et temporelle des phénomènes impliqués dans le transfert de phosphore. Le système de transfert met en jeu des combinaisons entre entrées-stockages-interactions stocks/écoulements - sorties. Ces phénomènes élémentaires interviennent à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du bassin versant et se répètent en cascade iusqu'à l'exutoire. Cependant, chaque niveau d'organisation offre des caractéristiques dominantes en termes de propagation, de variabilité et d'intensité relative. Cela impose de fait une méthode de suivi et des indicateurs propres (Tableau 2-2). Une fois que les invariants géographiques et les composantes stables du système vis-à-vis de la durée d'étude sont caractérisés (géologie, sols, certains aspects du mode d'occupation des sols), le suivi s'organise de façon générale en campagnes de mesures (ponctuelles et continues) et en réseaux d'observations. Les campagnes de mesures permettent d'évaluer des bilans globaux (annuels, année hydrologique) ou partiels (à l'échelle de périodes hydrologiques plus courtes) et les réseaux d'observations de paramétrer le fonctionnement du système de transfert du phosphore et de définir des « états de bassins ». Ces « états de bassins » sont la représentation de la variabilité interannuelle et pour partie, saisonnière, du système de transfert.

4.1 Réseaux de mesures et observations à l'échelle du bassin versant/sous bassin versant

4.1.1 Émissions et flux hydrochimiques

Pour les deux bassins expérimentaux, les mesures en continue de la turbidité, du débit, de la température et de la conductivité sont assurées par trois sondes distinctes (Campbell Scientifique) placées à l'amont d'un seuil servant à la mesure du débit. Les sondes sont reliées à une centrale d'acquisition de données (Campbell scientifique). Le prélèvement des eaux est assuré par un préleveur automatique (Hach LANGE), muni d'une pompe à dépression et d'un groupe froid permettant le stockage de 24 flacons de 400 ml à 4°C. L'énergie est fournie par une batterie 120 Ah - 12 V rechargée par un panneau solaire. Le rythme d'échantillonnage pour les bilans globaux, programmé pour une relève hebdomadaire est de 25 ml à pas de 30 minutes soit un flacon de 400 ml par 8h et 21 flacons par semaine. A l'issu de la semaine de prélèvements (conservation à

4°C), dans les 24h, les échantillons sont filtrés puis ils sont acheminés au laboratoire (Station Hydrobiologique INRA de Thonon les bains).

Ces mesures en continu sont complétées pour établir les bilans partiels. Le dispositif tient en un préleveur portable (ISCO) muni de 24 flacons de 400 ml. Le pas de temps choisi est le bilan 24h, soit 1 prélèvement par $\frac{1}{4}$ heure pour 1 flacon par heure. Cet échantillonnage permet (i) d'appréhender les fluctuations horaires en flux, à l'exutoire et (ii) de caractériser de façon précise les périodes hydrologiques types (crues d'orages reprises hydrologiques, variabilité en étiage). Pour compléter, les eaux provenant d'origines variées (drains, émissaires, surfaces imperméabilisées, fossés), les eaux de sources et les eaux de pluies sont échantillonnées et analysées sur la base de prélèvements ponctuels reflétant la variabilité des épisodes hydrologiques. Les analyses réalisées sont le P (sur eaux brutes et filtrées, filtration à 0,7 µm, selon EN 872 1996), les orthophosphates, l'azote sous formes ammoniacale et nitrique ainsi que les sulfates et les chlorures comme traceurs des activités de bassins.

4.1.2 États de bassin

La stratégie d'observation requise à l'échelle du bassin consiste en (i) la cartographie des connections hydrauliques établies par le réseau hydrographique, (ii) les états de surfaces des zones hydrologiquement actives définies par les connections avec le réseau hydrographique et (iii) une vision globale des usages des sols, décrits ci après :

(i). la cartographie des zones actives permet de déterminer l'origine spatiale de l'eau dans un bassin versant. Un réseau de nœuds permet une vision qualitative du ruissellement (coule / ne coule pas).

(ii). la description des états de surfaces consiste également en une évaluation semi-quantitative de la perméabilité de surface.

(iii). la vision globale des modes d'occupation des sols permet de vérifier, en complément des bases de données acquises, les événements naturels (glissements de terrains, inondations) ou les interventions anthropiques (agraires, pastorales, forestières) sur le bassin versant.

Sur la base de la différenciation en périodes hydrologiques, le croisement de ces facteurs définit un « état du bassin versant ».

4.1.3 Réseaux d'observations à l'échelle de la parcelle

Au niveau des parcelles, des indicateurs complémentaires sont utiles pour caractériser qualitativement les transferts hydriques, dissous et solides par (i) l'observation des modalités des écoulements, (ii) l'observation des états de surfaces et (iii) l'observation des signes d'érosions, tel que décrit ci après :

(i). les observations sont réalisées lors des crues et l'observateur confirme ou infirme l'écoulement à des connections spécifiques. Pour palier les déficiences d'observation par temps de crue et notamment au fait que certains épisodes de

courtes durées peuvent échapper à l'observateur, des informations supplémentaires concernant les écoulements sont fournies par le couple d'observations : états de surface et signes d'érosion.

(ii). les états de surface notamment définis par Boiffin et al. (1988) pour des surfaces agricoles, consiste à évaluer un pourcentage d'une surface correspondant à quatre faciès structuraux, marqueurs d'évolution d'un sol d'un pôle fragmentaire vers un pôle à croute sédimentaire (surface de battance). Le stade de croute de battance est caractéristique d'un risque de ruissellement et d'érosion.

(iii). Enfin les figures d'érosions et parallèlement de sédimentations, se manifestent dans le premier cas par des réorganisations des sédiments (organiques et minéraux) dans la pente puis suivant la cinétique d'écoulement par des griffures, incisions, rigoles ou à l'extrême par des ravines. Les figures de sédimentations seront associées aux plages de dépôts en bas de versant ou aux interfaces avec des zones de rétention (bandes herbeuses, ripisylves, haies, prairies...).

Les tournées associées à ces états d'observations se font par le même observateur, afin de minimiser les risques de variabilité dans la perception des phénomènes et sur un réseau de parcelles représentatives de la diversité des sols et des pratiques culturales ainsi reconnues comme « zones actives » pour le système de transfert de phosphore du bassin versant. Les résultats des observations se traduisent par une cartographie des processus de transferts pour un événement hydrologique.

4.1.4 Réseau hydrographique

Au niveau du réseau hydrographique, des indicateurs du fonctionnement 'in stream' sont nécessaires pour caractériser les dynamiques dépôts -resuspensions des sédiments de la rivière et l'érosion des berges. Les sédiments représentent en effet un stock non négligeable de phosphore particulaire, y compris en rivière à caractère torrentiel (Pilleboue, 1987; Dorioz et al., 1989). La possibilité de rétention dans les sédiments du phosphore rejeté, lors des étiages, par les sources ponctuelles accentue localement l'importance quantitative de ce stock temporaire vis-à-vis de la dynamique du phosphore. Mais l'évaluation quantitative de ce stock à l'échelle d'un réseau reste un exercice complexe basé sur des bilans partiels coûteux en temps et analyse, et donc non envisageable pour notre étude. Il en est de même pour l'érosion des berges, rarement évaluée qui nécessiterait des traçages inabordables dans le cadre de notre étude (*Poulenard et al., 2007*).

Dans ce contexte difficile, la stratégie mise en œuvre consiste à évaluer simplement la variabilité relative des phénomènes, d'un épisode à un autre, à l'aide d'indicateurs simples.

- (i) l'estimation qualitative de l'intensité de l'érosion des berges dans des secteurs clés choisis à partir d'une typologie des berges,
- (ii) une quantification analytique des flux de matières en suspension par mesure en laboratoire sur filtre.

| « ETAT de BASSIN » (variabilité intra annuelle) | | | | | | | |
|---|---|--|---|--|---|---|--|
| Invariants géographiques relatifs | | Entrées | Stocks (à court terme) | Emissions | Nature des connections | Sorties | |
| Parcelles | Types sols Types de MOS Pentes Zones imperméabilisées | Intrants agricoles Flux d'altération Dépôts secs | Couches mobilisables des sols (naturels ou agricoles) Cumuls sur périodes sèches | Modes de ruissellement Signes d'érosions États des surfaces Drainages | Rigoles Interactions entre parcelles Interactions parcelles zones imperméabilisées | Agricoles (biomasses) | |
| Versants | Organisations des pentes Organisations du MOS dans le versant | Exfiltrations Sources | Stocks dans zones tampons | Extensions spatiales de la saturation des sols (bas de versants et zones humides) | Ecoulements sur les routes et chemins | | |
| Réseau hydrographique | Réseau permanent | Pollutions ponctuelles Dépôts secs | Rétentions sédiments | Mobilisations des sédiments lors des crues Erosions berges | Proportion de réseau actif (avec écoulement d' eau) | Flux hydrochimiques de sédiment/nutriments | |
| Bassin versant | Hydrologie profonde Hydrogéologie- géomorphologie | Pluies Dépôts secs | Surfaces actives | Organisations des surfaces actives dans le territoire Typologies des surfaces actives | | Exutoire Flux hydrochimique | |

Tableau 2-2 : Organisation des observations pour le suivi des exportations de phosphore à l'échelle d'un bassin versant

Le lecteur est invité à se référer à l'annexe 4 du mémoire concernant les détails sur :

- l'instrumentation des bassins versants expérimentaux,
- les données acquises sur la géographie physique des bassins versants expérimentaux,

PARTIE 3

RÉSULTATS COMMENTÉS

1- Contexte hydroclimatique et hydrologique de la période étudiée

La période des suivis aux exutoires des bassins versants d'étude s'étend du 23 septembre 2009 au 7 janvier 2011. Le cumul des précipitations enregistrées sur le bassin versant pour les deux années incluant la période de suivi (Figure 3-1) est déficitaire par rapport à la normale interannuelle de 1974-2010 : 26 % pour l'année 2009 et de 17 % pour l'année 2010. Le déficit de l'année 2009 est proche du maximal enregistré sur la période 1974-2010 (moins de 10 % d'écart avec 2009). La répartition intra annuelle est très hétérogène ce qui est typique du climat submontagnard des massifs préalpins (Richard et Pautou, 1982). Le suivi du débit à l'exutoire des bassins d'étude débute à la faveur d'un étiage prolongé (près de six semaines sur le bassin versant voisin du Sierroz pour lequel le débit était inférieur à 0,13 m³/s). Le déficit en précipitation, par rapport à la normale est acquis, pour 2009 comme pour 2010, dès le mois d'avril.

Les températures moyennes mensuelles de l'année 2009, enregistrées à la station météo France de Voglans (station de référence, caractéristique de la zone d'étude), sont supérieures à la normale mensuelle interannuelle 1975-2010, hormis pour les mois de janvier et février. L'année 2010 contraste avec des températures moyennes mensuelles inférieures à la normale interannuelle 1974-2010 (Figure 3-2- hormis le mois de décembre 2010). Le début de la période d'étude en septembre 2009 est donc marqué par un déficit hydrique de plus de 40% et une anomalie positive des températures (17,7 °C contre 16,3°C en normale) au regard de la normale interannuelle 1974-2010. Cette période correspond au minimum de l'année hydrologique 2009-2010.

Si l'on considère que le régime des précipitations est un facteur important du transfert de pollution diffuse dans les bassins versants, certaines périodes de chacune des années se démarquent. Il s'agit des périodes hivernales et printanières. Pour l'année 2009, il s'agit de la période d'octobre à décembre avec 369 mm de précipitation et pour l'année 2010 les périodes de février à mai et novembre-décembre avec respectivement 393,5 mm et 229,9 mm (Figure 3-3). Ces périodes sont en outre les périodes où les surfaces en sols nus sont maximales, et cela suggère un risque maximal de transfert des pollutions diffuses agricoles comme le montrent certaines études sur d'autres bassins versants régionaux (Vansteellant et Trevisan 1997, Jordan-Meille, 1998).



Figure 3-1 : - Répartition et cumul des précipitations pour 2009 et 2010. Les données sont comparées avec la normale des précipitations, établie à la station météorologique de Voglans (45°42'N 5°53'E) pour la période 1974 à 2010. La période d'étude s'étend de septembre 2009 à janvier 2011



Figure 3-2 : température moyenne mensuelle pour 2009 et 2010. Ces données sont comparées avec la normale des précipitations, établie à la station météorologique de Voglans (45°42'N 5°53'E) pour la période 1974 à 2010. La période d'étude s'étend de septembre 2009 à janvier 2011



Figure 3-3 : pluviométries mensuelles pour 2009 et 2010 Ces données sont comparées avec la normale des précipitations, établie à la station météorologique de Voglans (45°42'N 5°53'E) pour la période 1974 à 2010. La période d'étude s'étend de septembre 2009 à janvier 2011.

2- Qualité de l'eau et régimes d'exportations à l'exutoire des deux bassins versants d'étude

Le calcul des exportations, ou flux d'éléments à l'exutoire, a été effectué sur les deux bassins versants d'étude. Le calcul est basé sur l'utilisation des données du monitoring des deux bassins durant la période de septembre 2009 à février 2011 (enregistrements réalisés en continu et portant sur la turbidité, la conductivité, le débit, plus la qualité physico-chimique des eaux). Pour chaque élément suivi, le flux est calculé au pas de temps journalier. Pour pallier les lacunes de données (épisodes de gel, pannes, vandalisme) les séries sont complétées en établissant des corrélations entre les flux d'éléments mesurés et le débit ou les concentrations d'éléments mesurées et le débit (Dorioz et al., 2004). Cette démarche pragmatique, empirique est destinée à fournir un premier bilan annuel (le lecteur peut se reporter à l'annexe 5 pour plus de détails).

2.1 Vue d'ensemble de la qualité des eaux de sources des bassins versants d'étude

Les eaux de sources et de nappes des bassins versants d'études sont des eaux bicarbonatées calciques relativement dures, de l'ordre de 30°F et de conductivité plutôt élevée, de l'ordre de 420 µS/cm à 570 µS/cm, en accord avec la minéralisation movenne des eaux des rivières. Les mesures réalisées à l'exutoire des têtes de bassins versants, permettent d'estimer un 'bruit de fond' pour ces zones. La valeur des teneurs en orthophosphates et en nitrates dans les eaux de surface des têtes de nos bassins versants naturels prélevées en période d'étiage (P-PO₄=0,01 mg/l, C_v =0,3 sur 8 échantillons et N-NO₃=0,27 mg/l, C_v =0,9 sur 8 échantillons - Tableau 3-1) sont dans les ordres de grandeurs de certains bassins versants régionaux (Pilleboue 1987; Jordan-Meille, 1998; Dorioz et al., 2004). Pour quelques eaux de sources des bassins versants d'étude, dont une grande part de l'impluvium est contenu dans des zones agricoles (prairies de fauche et maïs), on observe des concentrations élevées en azote nitrique (N-NO₃>6 mg/l) qui est une valeur élevée et peut suggérer comme pour d'autres bassins versants agricoles, une pression de fertilisation importante (Barroin et al., 1995). Pour ces mêmes eaux de source (dans les zones agricoles) sur notre bassin versant, la concentration en phosphore total est de l'ordre de 0,020 mg P/l et composé à 95% d'orthophosphates.

| Pteb (mgP/l) | PO4 (mgP/l) | NO3 (mgN/l) |
|---------------|-------------|-------------|
| 0,023 | 0,004 | 0,02 |
| 0,006 | 0,005 | 0,19 |
| 0,026 | 0,007 | 0,13 |
| 0,005 | 0,005 | 0,08 |
| 0,006 | 0,009 | 0,24 |
| 0,005 | 0,008 | 0,58 |
| 0,019 | 0,010 | / |
| 0,016 | 0,008 | 0,64 |
| <i>Cv</i> 0,7 | 0,3 | 0,9 |

Tableau 3-1 : Concentrations en phosphore total sur eau brute (Pteb), en orthophosphates (PO_4) et en nitrate (NO_3), pour des sources des bassins versants expérimentaux, mesurées lors d'une campagne de terrain (été 2010).

2.2 Vue d'ensemble de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins versants d'étude

Les paramètres physico-chimiques moyens annuels étudiés montrent des différences de qualité des eaux entre nos deux bassins versants d'étude (Tableau 3-2 et Tableau 3-3). Celles-ci se manifestent tout d'abord au niveau des traceurs classiques de pollutions ponctuelles que sont les formes dissoutes du phosphore et de l'azote ammoniacal qui bien que non exclusifs de la pollution ponctuelle signent, en cas de concentration élevée, un apport ponctuel (Pilleboue 1987, Dorioz et al., 2004).

Pour le bassin versant de l'Albenche, tête de bassin versant pourtant dominée par de l'agriculture (prairie) et sans rejet ponctuel domestique ou agricole important, la concentration moyenne annuelle de ces nutriments (concentration journalière pondérée par le débit) est relativement élevée (P-PO₄=0,033 mg/l et N- NH₄=0,038 mg/l) en comparaison des valeurs relevées dans le lac du Bourget notamment pour les orthophosphates, dont la concentration, lors du brassage hivernale de l'année 2009, était de 0,014 mg P-PO₄/l (0,010 mg P-PO₄/l pour 2011 d'après Jacquet et al., 2012). Ces valeurs sont également nettement au delà des concentrations mesurées à l'exutoire des zones naturelles ou faiblement perturbées ou même de bassins locaux assez intensivement cultivés, comme le Mercube (moyenne annuelle de 0,020 mgP/l entre 1993 et 1996 - Jordan-Meille, 1998). Ces valeurs élevées en orthophosphates et ammonium permettent de suspecter l'existence d'apports résiduels ponctuels non inventoriés, tels des fuites au niveau des installations agricoles (fosses à lisier, aire de stockage du fumier).

Pour le bassin versant de la Deysse (de l'ordre de 110 habitants /km²), ces marqueurs de la pollution ponctuelle s'expriment plus nettement avec des teneurs atteignant 0,092 mg $P-PO_4/I$ et 0,106 mg $N-NH_4/I$.

La concentration moyenne en nitrates, de l'ordre de 2,5 mg N-NO₃/l pour les deux bassins versants d'étude est assez éloignée des valeurs enregistrées à l'exutoire des zones naturelles et laisse supposer une pression de fertilisation relativement importante, dans la mesure où les nitrates sont d'assez bon traceurs du lessivage des sols (Barroin, 1999).

| Albenche (octobre 2009 à janvier 2011) | Debit (m3/s) | MeS (>10mg/l) | PP (mgP/l) | Pteb (mgP/I) | NH4 (mgN/l) | Ptef (mgP/I) | PO4 (mgP/l) | NO3 (mgN/l) | CI (mg/l) | SO4 (mg/l) | COND (µS/cm) |
|---|-----------------|------------------|---------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|--------------|---------------|-----------------|
| moyenne pondérée | 0,053 | 35 | 0,065 | 0,106 | 0,038 | 0,040 | 0,033 | 2,2 | 8,7 | 38,4 | 526 |
| coefficient de variation | 1,2 | 2,8 | 1,8 | 1,3 | 1,1 | 0,8 | 0,9 | 0,4 | 0,3 | 0,4 | 0,1 |
| nombre d'échantillons | n=472 | n=182 | n=258 | n=269 | n=171 | n=276 | n=268 | n=268 | n=262 | n=237 | n=262 |

 Tableau 3-2 :
 Paramètres physico-chimiques et hydrologiques caractérisant la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche pour la période d'octobre 2009 à janvier 2011

| Deysse (octobre 2009 à janvier 2011) | Debit (m3/s) | MeS (>10mg/l) | PP (mgP/l) | Pteb (mgP/I) | NH4 (mgN/l) | Ptef (mgP/l) | PO4 (mgP/l) | NO3 (mgN/l) | Cl (mg/l) | SO4 (mg/l) | COND (µS/cm) |
|---|-----------------|------------------|---------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|--------------|---------------|-----------------|
| moyenne pondérée | 0,97 | 73 | 0,074 | 0,175 | 0,106 | 0,100 | 0,092 | 2,5 | 24,4 | 17,8 | 575 |
| coefficient de variation | 1,2 | 2,1 | 2,3 | 1,1 | 1,6 | 0,5 | 0,6 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,1 |
| nombre d'échantillons | n=471 | n=127 | n=313 | n=327 | n=226 | n=346 | n=347 | n=341 | n=342 | n=316 | n=325 |

Tableau 3-3 : Paramètres physico-chimiques et hydrologiques caractérisant la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour la période d'octobre 2009 à janvier 2011.

2.3 Vue d'ensemble des exportations à l'exutoire des bassins versants d'étude

Les pertes à l'exutoire sont calculées pour l'année 2010 (Tableau 3-4). Le flux de phosphore total calculé pour l'Albenche représente environ 0,5 T de P soit plus de 1,9 kg P/ha/an contre 1,1 kg P/ha/an pour le bassin versant de la Deysse. Le flux est considéré, pour l'Albenche, comme relativement important au regard des flux spécifiques habituellement observés, de l'ordre de 0,5 kg P/ha/an à 1 kg P/ha/an, pour des bassins versants régionaux supportant les mêmes activités (Pilleboue, 1987 : Jordan-Meille, 1998, Dorioz et al., 1998b). Les flux de nitrates sont de l'ordre de 11 kg N/ha/an (Deysse) à 19 kg N/ha/an (Albenche).. Les formes dissoutes du phosphore représentent près de 27 % du phosphore total et sont composées en moyenne à 90 % d'orthophosphates. Les formes particulaires du phosphore représentent près de 3/4 des exportations (valeurs relativement fortes pour des bassins versants présentant les mêmes activités - Sharpley et al., 1993 ; Dorioz et Trevisan, 2007). Pour le bassin versant de l'Albenche, à relativement forte pente et sur un substrat morainique et molassique, les exportations en matières en suspension (MeS) sont relativement importantes (près de 1,5 Tha/an) et plus de trois fois supérieures aux exportations en MeS pour le bassin versant de la Deysse qui possède un amont molassique mais également une large plaine alluviale.

| | ALBENCHE (en tonne) | flux spécifiques (kg/ha/an) | DEYSSE (en tonne) | flux spécifiques (kg/ha/an) |
|------|------------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| MeS | 372 | 1442 | 3031 | 446 |
| PP | 0,4 | 1,6 | 5,7 | 0,8 |
| Ptot | 0,5 | 1,9 | 7,5 | 1,1 |
| NH4 | 0,1 | 0,4 | 3,1 | 0,5 |
| Ptef | 0,1 | 0,4 | 1,8 | 0,3 |
| PO4 | 0,1 | 0,4 | 1,8 | 0,3 |
| NO3 | 4,9 | 19 | 80,7 | 12 |
| CI | 17,7 | 69 | 755 | 111 |
| SO4 | 36,3 | 141 | 422 | 62 |

Tableau 3-4 : Exportations en tonnes et flux spécifiques (kg/ha/an), pour l'année 2010, des différents éléments mesurés à l'exutoire des bassins versants d'étude. Les éléments sont: Matières en suspension (MeS), phosphore particulaire (PP), phosphore total (Ptot), azote ammoniacal (NH4), phosphore dissout (Ptef), orthophosphates (PO4), nitrates (NO3), chlorure (CI) et sulfate (SO4).

2.4 Synthèse des exportations de phosphore à l'exutoire des bassins versants

Pour les deux bassins versants d'étude, les pertes en phosphore sont importantes et émis au ³/₄ sous forme de phosphore particulaire. Les marqueurs de pollutions ponctuelles s'expriment faiblement pour le bassin versant de l'Albenche mais beaucoup plus nettement pour le bassin versant de la Deysse. Le flux spécifique de matières en suspension est très important pour le bassin versant de l'Albenche (près de 1,5 T/ha/an) à comparer au bassin de la Deysse pour lequel le flux spécifique de matières en suspension est de l'ordre de 0,5 T/ha/an. Le rapport entre le phosphore particulaire et les matières en suspension (PP/MeS) est plus important pour le bassin versant de la Deysse (PP/MeS=1880ppm) que pour le bassin versant de l'Albenche (PP/MeS=1075ppm). Ces deux valeurs sont élevées pour des bassins versants soumis à des sources de pollutions différentes.

2.5 Les exportations de phosphore à l'exutoire des bassins versants d'étude : estimation par les flux spécifiques et les inventaires de terrain

L'établissement d'un bilan du phosphore à l'échelle d'un bassin versant n'est pas une chose facile. Bien souvent les contraintes opérationnelles sont fixées par un cadre technique et économique. Dans notre contexte d'étude et pour la problématique traitée, le bilan réalisé porte sur les entrées et sorties du système hydrologique. L'évaluation des entrées potentielles est définie à l'aide de la méthode des flux spécifiques, selon différentes bases bibliographiques, et l'inventaire des entrées est estimé à partir de suivis de terrains réalisés dans le cadre de la thèse (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

| Origine de la pollution | inventaire des entrées | intensité des entrées |
|---|--|---|
| <u> </u> | | (valeurs reportées en P total) |
| Phosphore issu d'apports ponctuels : | | |
| domestiques | données mesurées (collectivités, gestionnaires, SATESE) | De l'ordre de 2,8 T pour le BV de la Deysse (avec 20% d'incertitude) |
| | | Négligeable pour l'Albenche |
| agricoles | absence de données d'entrée | Calculé pour l'Albenche |
| | | Estimé sur la base de l'Albenche, pour la Deysse |
| Phosphore issu d'apports diffus: | | |
| atmosphériques, | bases bibliographiques: | de 0,2 à 0,5 kg/ha/an pour les pluies, |
| des zones imperméabilisées, de zones naturelles. | (Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998 : Nemery, 2003 : Nemery et | de 0,04 à 0,2 kg/ha/an pour les zones |
| de zones agricoles, | Garnier, 2007 ; Dorioz et Poulenard, 2007 ; Dorioz et Trevisan, 2008 ; Pleux, 2011, Hahn, 2012) | de 0,1 à 2,5 kg/ha/an pour les zones imperméabilisées, de 0,5 à 2,5 kg/ha/an pour les zones agricoles, |

Tableau 3-5 :Bilan du phosphore en entrée et sortie du cours d'eau de l'Albenche et
de la Deysse : Inventaires et intensités des entrées potentielles.

Pour le bassin versant de l'Albenche (Figure 3-4), des enquêtes sur les pratiques agricoles ont été réalisées auprès de l'ensemble des exploitations du bassin versant. Le système d'assainissement, par ailleurs relativement simple, est suivi par le service en charge de l'assainissement autonome sur les communes du bassin versant. Le linéaire du cours d'eau a quant à lui été parcouru dans son intégralité pour vérifier la présence d'éventuels rejets directs. Pour le bassin versant de la Deysse (Figure 3-5), les données relatives à l'agriculture (taille et nature des exploitations, SAU) sont issues du Recensement Générale Agricole (RGA, 2010). Les données sur le système d'assainissement, plus complexe que pour l'Albenche, sont issues des services d'assainissement non collectif et collectif des communautés de communes concernées.



Figure 3-4 : Bilan du phosphore en entrée et sortie du cours d'eau de l'Albenche.

Le système d'assainissement du bassin versant de l'Albenche est bien connu et a fait l'objet d'un repérage fin sur le terrain. Deux habitations du bassin versant étudié rejettent leurs eaux usées domestiques vers des installations d'assainissement non collectif. Ces installations sont composées d'un traitement classique par fosse septique ou fosse toutes eaux puis par un dispositif d'infiltration dans le sol en place ou dans un filtre à sable (guide pour l'assainissement collectif du Conseil Général de la Savoie). On considère que ces flux ne sont pas directement connectés au réseau hydrographique mais enrichissent en phosphore le sol à proximité de l'installation. Le risque liée à cette pollution n'est pas quantifié mais est jugé faible pour le bassin versant de l'Albenche alors que dans certains contextes de têtes de

bassins versants rurales, l'impact de ces rejets de fosses septiques peut être préoccupant (Withers et al., 2011). Les émissions de phosphore associées aux rejets ponctuels agricoles (aires de lavage d'exercices, lixiviats d'air de stockage de fumier, fuite de fosse à lisier ...), bien qu'estimées entre 5 % et 10% du flux annuel, demeurent délicates à appréhender et à quantifier sans suivi spécifique au niveau de ces émetteurs.



Figure 3-5 : Bilan du phosphore en entrée et sortie du cours d'eau de la Deysse.

Pour le bassin versant de la Deysse, les flux de phosphore des rejets ponctuels (STEP et ANC) sont évalués, sur la base d'inventaires, à près de 3000 kg avec une incertitude de l'ordre de 10%. Ces rejets, composés majoritairement d'eaux traitées de station d'épurations et d'eaux non traitées, sont composés de 70 % à 80 % par des orthophosphates (Houhou et al., 2009; Withers et al., 2011) soit un flux d'othophosphates estimé entre 1900 kg et 2950 kg. Les rivières de l'Albenche et de la Deysse sont soumises à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour l'Albenche, et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour la Deysse. A ce stade, d'importantes lacunes subsistent concernant les bilans de phosphore en entrée des hydrosystèmes étudiés et les marges d'erreur sur les calculs sont difficiles à évaluer.

Ces bilans soulèvent plusieurs questions :

- les questions du gestionnaire sur l'origine de la pollution phosphorée, la part de la pollution diffuse agricole mais également la part de la pollution agricole 'ponctuelle'.
- une autre question initiale du gestionnaire demande à être précisée : quel serait l'impact de l'évolution de certains facteurs (réorganisation des utilisations des sols ou pratiques agricoles) ou de forçages externes (évolutions climatiques hydrologiques) sur les bilans et régimes d'exportations du phosphore à l'exutoire de ces bassins versants ?

Pour cela, les outils de modélisation peuvent apporter des éléments de réponses. Cela nécessite, au préalable, de construire, calibrer et valider ces modèles pour les bassins versants étudiés. Ce sont ces démarches : construction du modèle, résultats de calibration et validation des modèles qui sont présentées dans les parties suivantes.

3- Réponse hydrologique des bassins versants d'études

La réponse est variable dans le temps et dans l'espace en fonction de la nature du bassin versant (forme, longueur de réseau hydrographique, nature et utilisation des sols, caractéristiques physiques) (Ambroise, 1999) et nous montrons dans ce chapitre que la variabilité de celle-ci est en relation avec des « états de saturation » du bassin versant. Ces « états de saturation » sont caractérisés, sur le territoire par des indicateurs de réponse hydrologique traduisant les évolutions de la saturation des sols, en réponse au régime de précipitation.

Ces « états de saturation » du bassin versant délimitent sur le terrain l'évolution spatiale et temporelle de « zones sources variables » (VSA) que nous avons définies dans l'état de l'art.

3.1 Données hydrologiques générales

Dans cette partie, nous présentons certains paramètres hydrologiques pour nos deux bassins versants d'études, comparés au bassin versant du Sierroz (Tableau 3-6) qui est par ailleurs un bassin versant suivi par le CISALB depuis l'année 2004 (débit et physico-chimie de l'eau).

| | | Albe | enche | Dey | sse | Sier | roz |
|--|---|-------------------------------|---|----------------------------------|---|-----------------------------------|-------------------------------------|
| surface BV | 2,5 km ² | | 68 km² | | 133 | 8 km² | |
| Débit journalier | maximal minimal moyen spécifique | 0,48 0,00 0,05 21,20 | 4 m³/s 1 m³/s 3 m³/s) l/s/km² | 9,924 0,043 0,930 13,68 | m ³ /s m ³ /s m ³ /s | 20,130 0,075 1,958 14,72 | 0 m³/s m³/s m³/s 2 l/s/km² |
| Module (1974-2010) Qmna5 Volume annuel | | 1,65 hm³ | / / 643 mm | 1,16 0,12 28,82 hm³ | m³/s m³/s 423 mm | 2,46 0,16 61,91 hm³ | m³/s m³/s 465 mm |
| (précipitations) (ETP) | | (1150 mm) (818 mm) | | (1050 mm) (882 mm) | | (1050 mm) (882 mm) | |

Tableau 3-6 :Données hydrologiques générales pour l'année 2010 et des indicateursglobaux de fonctionnement hydrologique (débits spécifiques, Qmna5, modules,) pourles bassins versants d'études et le bassin versant du Sierroz.

Les débits spécifiques des différents bassins d'études sont de même ordre de grandeur que les valeurs de certains bassins versants collinéens régionaux (le Redon de 12 l/s/km² à 18 l/s/km², Les Usses de 18 l/s/km² à 24 l/s/km²). Les débits instantanés (movenne horaire) sont contrastés puisqu'ils varient au maximum d'un facteur 1000 pour l'Albenche (de 11 l/s en septembre 2009 à 1000 l/s en février 2010) et d'un facteur de 300 pour la Deysse (de 43 l/s en septembre 2009 à près de 12000 l/s en novembre 2010). Il existe une très bonne corrélation sur les flux hydrologiques entre la Deysse et le Sierroz (r²=0,99) hormis pour certaines crues majeures (une en 2010) qui représentent moins de 0,2 % de la durée totale à l'exutoire et moins de 2 % du volume à l'exutoire. Cet écart en forte crue pourrait être lié au fonctionnement de l'amont karstique de la tête de bassin versant du Sierroz (Mangin, 1975). La corrélation entre Deysse et Albenche est moins solide (r²=0,76) ce qui suggère une réponse hydrologique différente entre les deux bassins en lien notamment avec la perméabilité des formations géologiques. Pour le bassin de l'Albenche, à substrat relativement imperméable (molasse miocène) près de 60% de la lame d'eau annuelle est transférée à l'exutoire contre 40% pour le bassin versant de la Deysse (Tableau 3-6), dont une partie (plaine de l'Albanais) possède un substrat relativement perméable (alluvions récentes et alluvions anciennes) pour une ETP proche (moins de 10 % d'écart). Ces valeurs restent dans les mêmes ordres de grandeurs que celles observées pour des contextes géologiques et hydrogéologiques proches (Pilleboue, 1987, C.F.E.G, 1980). La répartition du flux d'eau entre crues et étiages est équivalente quel que soit le bassin versant considéré, avec globalement les ¾ du volume annuel exporté lors des crues.

3.2 Impact des prélèvements sur les débits d'étiage

Les prélèvements d'eau dans les rivières pour les activités humaines (alimentation en eau potable, irrigation), n'affectent que peu le volume annuel à l'exutoire et ne comptent, selon les données recensées (CISALB, 2010) que pour 5 %₀ (pour l'Albenche) à 2,2 % (pour la Deysse) du volume total annuel à l'exutoire des bassins versants d'étude. Cependant, cet impact peut ne pas être anecdotique à certaines périodes d'étiage prononcé. Pour ces périodes critiques, la qualité de l'eau peut être affectée notamment par perte de la capacité de dilution de la rivière. Pour la Deysse, ces prélèvements à la rivière représentent jusqu'à 18 % du débit instantané. Cette valeur maximale est atteinte généralement lors de périodes hydrologiques critiques, et notamment pour les débits inférieurs au Qmna5 (120 l/s) soit 75 jours/an sur la période d'étude (32 jours sur le Sierroz pour la même période).

3.3 Variabilité saisonnière de la réponse hydrologique : ordre de grandeur et fonctionnement pour l'Albenche et la Deysse

3.3.1 Vue d'ensemble de la variabilité de la réponse de l'Albenche

Deux crues sont comparées (Figure 3-6 et Figure 3-7). Ces crues ont le même cumul de précipitations (18,4 mm) réparties sur une même durée (10 heures). L'intensité des précipitations est relativement similaire (entre 1 mm et 3 mm par heure) Pour chaque crue, le coefficient de ruissellement, la longueur du réseau hydrographique en eau (appelé réseau hydrographique « actif ») et la représentation cartographiée des VSA repérées sur le terrain sont pris comme des indicateurs du fonctionnement hydrologique du bassin versant.



Figure 3-6 : Réponse du bassin versant de l'Albenche à une crue de reprise hydrologique en novembre 2009 (précipitation efficace Pe=18,4 mm, coefficient de ruissellement Cr=3,2 %). Les indicateurs sont le linéaire de réseau hydrologique actif et l'extension des surfaces saturées.



Figure 3-7 : Réponse du bassin versant de l'Albenche à une crue de reprise hydrologique en novembre 2009 (précipitation efficace Pe=18,4 mm, coefficient de ruissellement Cr=3,2 %). Les indicateurs sont le linéaire de réseau hydrologique actif et l'extension des surfaces saturées..

Le coefficient de ruissellement (Cr) est de l'ordre de 3,2 % pour la crue de novembre 2009 et 29 % pour la crue de février 2010. Pour la crue de novembre 2009, les zones qui émettent du ruissellement sont essentiellement composées des surfaces 'hortoniennes' de faible surface (entre à 3 % et 5 % de la surface du bassin versant) et des VSA (zones de mouillères, marais de tête de bassin versant, ripisylve). Pour cette même crue la longueur du réseau hydrologique actif est de l'ordre de 4250 m, soit près de 800 m de moins que pour la crue de l'épisode de février 2010.

La réponse des bassins versants à une pluie est principalement fonction de sa capacité à stocker ou transmettre une lame d'eau (les zones urbanisées transmettent de 30 % à près de 100 % de la lame d'eau reçue alors que certaines zones naturelles transmettent seulement 2 % à 3 %). Pour le bassin versant de l'Albenche, la réponse évolue dans le temps et est principalement liée à l'extension des VSA et donc à la saturation des sols du bassin versant. Les VSA évoluent d'une surface minimale de l'ordre de 1 ha à une surface maximale de l'ordre de 60 ha. On essaie maintenant de traduire cette extension en une typologie de différents « états de saturation » du bassin versant durant le cycle hydrologique. Comme pour les deux crues comparées précédemment, un suivi de terrain a été détaillé pour treize

événements au cours de la période de suivi. Dix crues, deux périodes d'étiage d'été et une période d'étiage d'hiver ont été suivis. Pour ces événements nous avons renseigné le coefficient de ruissellement, la longueur du réseau hydrographique en eau, l'extension des VSA repérées sur le terrain. Le Tableau 3-7 fait la synthèse de ces informations.

| Date de suivi | Régime hydrologique | Coefficient de ruissellement (Cr) | Linéaire de réseau hydrologique en eau | Surface des VSA |
|---------------|------------------------|---|---|--------------------|
| 11-oct-09 | crue | 3,20% | 2900 m | < 10 ha |
| 29-nov-09 | crue | 12% | 4250 m | 30 ha à 40 ha |
| 25-déc-09 | crue | 17% | 4250 m | 30 ha à 40 ha |
| 05-févr-10 | crue | 25% | 5000 m | jusqu'à 60 ha |
| 19-févr-10 | crue | 29% | 5000 m | jusqu'à 60 ha |
| 12-mars-10 | crue | 22% | 5000 m | jusqu'à 60 ha |
| 13-avr-10 | étiage | | 4700 m | / |
| 17-juin-10 | crue | 25% | 5000 m | / |
| 22-juil-10 | crue | 0,70% | 2900 m | < 10 ha |
| 16-sept-10 | étiage | | 2900 m | / |
| 04-oct-10 | étiage | | 2900 m | / |
| 12-nov-10 | crue | 9% | 4250 m | 10 ha à 20 ha |
| 06-déc-10 | crue | 25% | 5000 m | jusqu'à 60 ha |

Tableau 3-7 : Détails des suivis de terrain pour le bassin versant de l'Albenche. Surf. imp = surfaces imperméabilisées : routes, cours de fermes, Surf. hort. = surfaces hortoniennes : chemin, accès au cours d'eau, zones agricoles piétinées, cultures. Surf. sat.=surface de sol saturée en eau.

Les indicateurs de l'activité hydrologique évoluent d'une valeur minimale pour les périodes estivales à une valeur maximale pour les périodes hivernales. Ces indicateurs suggèrent différents « états » du bassin versant en réponse à la saturation en eau des sols de celui-ci au cours d'un cycle hydrologique annuel. Sur la base de ces indicateurs et du fonctionnement hydrologique particulier du bassin de l'Albenche (décrit dans la partie « bassins versants d'étude »), nous proposons pour le bassin versant de l'Albenche une typologie en « états de saturation » des sols du bassin versant.

3.3.2 Les « états de saturation » du bassin versant de l'Albenche et l'extension des VSA

Pour des bassins versants relativement similaires à l'Albenche en termes de mode d'occupation des sols, géologie et topographie, Dunne et al (1975) montrent que l'évolution saisonnière de l'extension des zones saturées varie de 4 % à la suite d'orages estivaux à plus de 50 % à la suite d'épisode de pluie en périodes hivernales. D'autres travaux qui s'inscrivent dans un contexte régional (Jordan-Meille, 1998) font état de quatre périodes au cours d'une année hydrologique, chacune représentative d'un « état de saturation » des sols du bassin versant, et chacune représentative d'un fonctionnement hydrologique propre.

Pour le bassin versant de l'Albenche, nous distinguons trois « états de saturation » (un état non saturé, un état de transition et un état saturé) du bassin versant traduisant la dynamique de saturation du bassin versant donc, pour notre contexte, la dynamique d'extension des VSA. Ces états sont traduits en cartes représentant l'extension des VSA et du réseau hydrologique (

Figure 3-8). Ils sont nommés dans la Figure 3-9 en fonction de la dynamique de saturation d'un « état non saturé » vers un « état saturé » au cours de l'année hydrologique.

a. Etat non saturé



Figure 3-8 : Représentation de l'extension des VSA et du réseau hydrologique actif pour les trois « états de saturation » du bassin versant de l'Albenche.



Figure 3-9 : Chronologie des différents « états de bassin » superposée à l'hydrogramme mesuré à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche. Les parties grises du bandeau sous l'hydrogramme représentent la durée de l'état non saturé, les parties orange correspondent à l'état de transition et les parties bleues à l'état saturé.

Les VSA évoluent de 5 ha (état non saturé) à plus de 60 ha pour l'état saturé.et pour ces mêmes états, le réseau hydrographique en eau varie de 2900 m à 5000 m (Tableau 3-8). Les changements d'état peuvent être induits par des seuils de précipitation mais aussi par la variation saisonnière de l'intensité de l'évaporation permettant une désaturation plus rapide des sols (Jordan-Meille, 1998). Pour le bassin versant de l'Albenche les différents « états de bassin » sont liés au fonctionnement séquentiel de plusieurs types d'aquifères (Pezet et al., 2013).

| | État non saturé | État de transition | État saturé |
|---|-----------------|--------------------|--------------|
| VSA (% de la surface du BV) | moins de 2,5 % | de 2,5 % à 20 % | plus de 20 % |
| Réseau hydrographique en eau (% du linéaire total) | moins de 50% | de 50% à 85% | plus de 85% |

 Tableau 3-8 :
 Surface en VSA et linéaire de réseau hydrographique en eau pour les trois « états de saturation » du bassin versant de l'Albenche

3.4 Implications des particularités de la réponse hydrologique de chaque bassin versant en termes de modélisation

Des « états de bassin versant » sont définis sur le bassin versant de l'Albenche. Ces états sont établis sur la base d'observation de terrain. Pour la Deysse, les observations n'ont pas été réalisées mais nous décrivons ici les particularités du bassin versant de la Deysse. Nous avons analysé les coefficients de ruissellement (Cr) de 10 crues majeures de l'année 2009 et 2010 (Tableau 3-9). On constate que :

 les Cr, n'ont pas la même intensité d'un bassin versant à l'autre (valeur maximale de 29 % pour le basin versant de l'Albenche et 18 % pour le bassin versant de la Deysse,

| Date du suivi | Régime hydrologique | Coefficient de ruissellement (Cr) - Deysse | Coefficient de ruissellement (Cr) - Albenche |
|------------------|------------------------|--|--|
| 11 octobre 2009 | crue | 3,4 % | 3,2 % |
| 29 novembre 2009 | crue | 6 % | 12 % |
| 25 décembre 2009 | crue | 14 % | 17 % |
| 5 février 2010 | crue | non mesuré | 25 % |
| 19 février 2010 | crue | 12,9 % | 29 % |
| 12 mars 2010 | crue | 15,5 % | 22 % |
| 17 juin 2010 | crue | 13,5 % | 25 % |
| 22 juillet 2010 | crue | 0,9 % | 0,7 % |
| 12 novembre 2010 | crue | 7,5 % | 9 % |
| 6 décembre 2010 | crue | 18 % | 25 % |

- le Cr de la crue estivale est légèrement plus important pour le bassin versant de la Deysse que pour le bassin versant de l'Albenche,

Tableau 3-9 : Comparaison des coefficients de ruissellement (Cr) entre le bassin versant de la Deysse et le bassin versant de l'Albenche pour les mêmes épisodes de crues.

La variabilité des Cr est moins marquée pour la Deysse que pour l'Albenche. Les deux bassins versants n'ont pas la même réponse du ruissellement aux crues.

- Pour le bassin versant de l'Albenche près de 60 % des précipitations sont exportées à l'exutoire majoritairement sous forme d'écoulements de surface ou sub-surface. Les réservoirs aquifères qui contribuent aux écoulements sont des nappes de petites capacités (nappes perchées), qui se forment à la faveur de couches perméables au sein de formations relativement imperméables (molasses). Ces aquifères se saturent brusquement (états de bassins décrits dans le chapitre précedent) et contribuent aux écoulements de surfaces. Le modèle SWAT est modifié pour tenir compte de la variabilité annuelle de la contribution des nappes perchées à ces écoulements (Pezet et al., 2013)
- Pour le bassin versant de la Deysse, de l'ordre de 40% des précipitations sont exportées à l'exutoire. Les réservoirs aquifères n'ont pas la même dynamique de remplissage. Il y a plus d'infiltrations et les écoulements sont tamponnés dans la plaine alluviale de la Deysse (450 ha de sols hydromorphes – 105 ha de marais). Les têtes bassins versants ont le même fonctionnement hydrologique que l'Albenche (nappes perchées de faibles capacités, écoulements rapides), mais la plaine alluviale permet une saturation plus progressive des terrains et un transfert plus lent des écoulements vers l'exutoire. Le fonctionnement de la plaine alluviale de la Deysse est capital dans la modélisation des flux d'eau. Son rôle de régulation hydrologique est pris en compte dans SWAT par un module spécifique (module « POND-WETLAND » présenté au paragraphe 2.2.4).

4- Variabilité des exportations d'azote et de phosphore aux exutoires des bassins versants d'étude

Il existe des disparités dans la distribution annuelle des concentrations des composés mesurés (Tableau 3-10) et des flux calculés (Tableau 3-11 et Tableau 3-12) à l'exutoire des bassins versants étudiés. Près de ³/₄ des exportations de phosphore particulaire se font lors des périodes de crues. Certaines de ces crues peuvent exporter, par événement, de l'ordre de 15 % à 20 % du flux annuel de phosphore avec une large prédominance des formes particulaires (jusqu'à 92 % du phosphore total). Ces crues sont également marquées par de fortes concentrations des composés associés aux MeS mais de fortes teneurs dissoutes en crue peuvent néanmoins exister. Cette variabilité intra-annuelle, suggère la multiplicité dans l'origine et les mécanismes d'acquisition et de transferts des éléments. Modéliser la variabilité des flux particulaires necessite d'identifier les mécanismes clés impliqués dans les processus de transferts. Le travail effectué dans cette thèse en permet une première prise en compte.

La répartition temporelle des flux d'orthophosphates varie d'un bassin versant à l'autre et est très différentes en l'été et l'hiver. Par exemple, le régime hivernal exporte un peu plus de la moitié des flux de d'orthophosphates pour la Deysse et près des ¾ pour l'Albenche et le régime estival est caractérisé pour la Deysse par 13 % des exportations de PO₄ contre 2 % pour l'Albenche, ce qui laisse suggérer un apport continu, non piloté par l'hydrologie.

On propose, pour nos bassins versants d'étude, de présenter l'analyse de la qualité de l'eau selon trois grandes périodes hydrologiques qui, pour les bassins versants régionaux, structurent les exportations à l'exutoire (Dorioz et al., 1998b). En plus des périodes d'étiage pour lesquelles la contribution aux écoulements est faite par les aquifères, on différencie pour les crues :

- Un état initial, non saturé, pour lequel sont sollicitées des surfaces très réactives avec une très faible capacité de stockage avant ruissellement. Il s'agit principalement des surfaces imperméabilisées anthropiques (routes, cours de fermes, chemins) mais également des zones saturées permanentes (surface en eau libre, marais) et des surfaces structurales naturelles connectées au réseau hydrographique (affleurement d'un substrat, lithosols, mouillères associées). Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes estivales. Ces crues sont généralement de faible débit (lame d'eau transférée à l'exutoire des bassins versants de l'ordre de 1 mm),
- Un état intermédiaire, de transition, pour lequel sont sollicitées en plus des surfaces liées à l'état initial, des surfaces complexes associées à des capacités de stockage plus importantes. Il s'agit notamment des réservoirs de têtes de bassin et de mi-pentes (alimentées par des infiltrations et des écoulements latéraux) mais aussi du réservoir de fond de vallée (extension progressive du marais permanent). Les surfaces de ruissellement sont d'extension très variable en fonction de la recharge progressive des différentes nappes perchées. Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes automnales. Ces crues dites de reprise hydrologique présentent, pour la période étudiée, des débits très variables (lame d'eau transférée à l'exutoire de l'ordre de 2,2 mm à 9 mm).
- Un état final, saturé, qui met en jeu des surfaces liées principalement à l'extension maximale des réservoirs de fond de vallées mais également à l'extension maximale des réservoirs liés aux nappes perchées (tête de bassin et coteau). Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes hivernales et post-hivernales (mars, avril). Ces crues de période saturée sont de forts débits, associées à des écoulements généralisés provenant de nombreuses surfaces actives du bassin versant graduellement connectées au réseau hydrographique. Ces crues génèrent en moyenne des lames d'eau d'environ 15 mm à l'exutoire des bassins versants étudiés.

4.1 Phosphore et azote en période d'étiage

La composition des eaux en étiage confirme, pour le bassin versant de l'Albenche, l'existence d'une pollution ponctuelle résiduelle et sporadique illustrée par des teneurs maximales non équivoques de certains composés (Cl = 33 mg/l, mesuré en absence de salage des routes, P-PO₄ = 0,140 mg/l, N-NH₄ = 0,251 mg/l). Notre connaissance exhaustive de l'assainissement du bassin versant nous permet de suggérer que cette source de pollution ponctuelle et non permanente pourrait être attribuable à certaines activités agricoles (lavages d'aires d'exercices, lixiviations de fumières). Pour les périodes d'étiage sur l'année 2010, on peut estimer entre 5,5 kg et 11 kg⁷, le flux d'orthophosphates généré par ces pollutions ponctuelles. Ce calcul ne tient pas compte de la rétention du phosphore sur les sédiments. Cette valeur serait donc en réalité plus importante. Cependant, les flux de phosphore comme les

⁷ Les hypothèses de calculs sont les suivantes :

⁻concentration moyenne d'étiage en P-PO4 = 0,035 mg/l (moyenne des concentrations journalières pondérées pendant les périodes d'étiage),

⁻concentration moyenne des sources du bassin versant de l'Albenche en P-PO4= 0,010 mg/l (sur la base de 8 prélèvements ponctuels)

⁻débit moyen d'étiage de l'ordre de 7 l/s à 15 l/s (moyenne des débits moyens journaliers en périodes d'étiage)

flux d'azote ne représentent, pour les périodes d'étiage, qu'une très faible partie du flux annuel total de ces composés. Les flux mesurés pendant ces périodes, sont de l'ordre de 3 kg (P-PO₄) à 7 kg (Ptot) pour le phosphore et de l'ordre de 200 kg pour l'azote. En rappel, le flux annuel d'orthophosphates est de 100 kg pour le bassin versant de l'Albenche et le flux de nitrates est d'environ 5000 kg.

Le constat est également non équivoque pour le bassin versant de la Deysse. La pollution ponctuelle conditionne totalement la qualité des eaux en étiages et en tarissement. L'exceptionnelle concentration en chlorure (299 mg/l relevé le 26/06/2010 – concentration journalière pondérée), permet également de supposer des rejets accidentels de stations de traitement des eaux usées utilisant des chlorures d'ions trivalents (fer ou aluminium) pour faire précipiter le phosphore dissous (procédés de déphosphatation par traitement physico-chimique).

| | Dé | ébit | Ν | /leS | F | P | PP/ | MES | P | teb | N | H4 | Р | tef | Р | 04 | Ν | 103 | | CI | S | 604 | | CC | OND |
|------------------------|-------|-------|------|---------|-------|-------|--------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|------|------|
| | (m | 3/s) | (>1 | 0 mg/l) | (mg | gP/I) | (pj | om) | (m | gP/I) | (m | gN/I) | (m | gP/l) | (m | gP/l) | (m | gN/I) | (n | ng/l) | (n | ng/l) | | (μS | /cm) |
| | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | | Alb. | Dey. |
| étiage estival : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| max. | 0,015 | 0,15 | <10 | 48 | 0,218 | 0,648 | MeS<10 | 4353 | 0,375 | 0,744 | 0,251 | 0,484 | 0,153 | 0,210 | 0,140 | 0,198 | 3,19 | 3,46 | 33,5 | 299,0 | 71,1 | 24,8 | | 665 | 667 |
| moy. | 0,006 | 0,11 | <10 | 19 | 0,039 | 0,035 | MeS<10 | 2115 | 0,075 | 0,114 | 0,037 | 0,101 | 0,033 | 0,081 | 0,025 | 0,074 | 1,84 | 2,31 | 8,2 | 25,8 | 34,0 | 18,3 | | 523 | 579 |
| crues estivales : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| max. | 0,031 | 0,65 | 81 | 146 | 0,345 | 0,437 | 3080 | 6508 | 0,423 | 0,664 | 0,033 | 0,444 | 0,083 | 0,274 | 0,076 | 0,261 | 3,20 | 3,94 | 10,4 | 207,0 | 72,6 | 23,4 | min. | 475 | 433 |
| moy. | 0,013 | 0,26 | 38 | 39 | 0,080 | 0,081 | 2211 | 3571 | 0,121 | 0,240 | 0,017 | 0,115 | 0,039 | 0,164 | 0,032 | 0,152 | 1,91 | 2,62 | 7,8 | 29,0 | 50,7 | 19,9 | moy. | 553 | 573 |
| crues de transitions : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| max. | 0,271 | 6,90 | 174 | 785 | 0,480 | 1,254 | 5035 | 4364 | 0,595 | 1,340 | 0,073 | 0,760 | 0,209 | 0,158 | 0,187 | 0,120 | 4,72 | 3,73 | 16,8 | 49,0 | 37,9 | 23,7 | min. | 394 | 401 |
| moy. | 0,077 | 2,15 | 56 | 156 | 0,112 | 0,177 | 2798 | 1931 | 0,170 | 0,279 | 0,035 | 0,114 | 0,058 | 0,079 | 0,050 | 0,070 | 2,84 | 2,82 | 10,2 | 19,3 | 28,8 | 16,6 | moy. | 501 | 525 |
| crues hivernales : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| max. | 0,484 | 11,88 | 1214 | 1 162 | 1,327 | 2,055 | 1093 | 3250 | 1,534 | 2,140 | 0,116 | 0,210 | 0,226 | 0,207 | 0,188 | 0,132 | 4,04 | 5,59 | 16,6 | 49,0 | 40,0 | 24,9 | min. | 375 | 337 |
| moy. | 0,190 | 3,50 | 478 | 261 | 0,175 | 0,355 | 796 | 1830 | 0,264 | 0,424 | 0,046 | 0,097 | 0,081 | 0,076 | 0,068 | 0,063 | 3,23 | 2,99 | 10,1 | 25,5 | 20,1 | 12,8 | moy. | 452 | 504 |

Tableau 3-10 : Maximales (*max.*) et moyennes (*moy.*) des paramètres physico-chimiques et hydrologiques caractérisant la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin de l'Albenche (*Alb.*) et de la Deysse (*Dey.*), par période hydrologique.

| | MeS (T) | | P-PP (kg) | | P-Ptot (kg) | | P-PO4(kg) | | N-NO3 (kg) | | volume (hm3) | |
|-----------------------|---------|------|-----------|------|-------------|------|-----------|------|------------|-------|--------------|-------|
| | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. |
| état non saturé | 1 | 14 | 4 | 110 | 7 | 327 | 3 | 238 | 184 | 4112 | 0,09 | 1,51 |
| état de transition | 58 | 377 | 66 | 988 | 96 | 2141 | 24 | 599 | 1055 | 16473 | 0,39 | 6,72 |
| état saturé | 312 | 2640 | 314 | 4603 | 426 | 5062 | 96 | 1030 | 3717 | 60075 | 1,17 | 20,59 |
| flux sur l'année 2010 | 372 | 3031 | 384 | 5701 | 529 | 7530 | 123 | 1867 | 4956 | 80660 | 1,65 | 28,82 |

Tableau 3-11 : Flux annuel, répartis par période hydrologique, des principales formes du phosphore et des nitrates à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche (Alb.) et de la Deysse (Dey.).

| | P-PP | | P-I | Ptot | P-I | PO4 | volume écoulé | | |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|---------------|------|--|
| | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | |
| état non saturé | 1% | 2% | 1% | 4% | 2% | 13% | 5% | 6% | |
| état de transition | 17% | 18% | 18% | 29% | 20% | 32% | 37% | 35% | |
| état saturé | 82% | 80% | 81% | 67% | 78% | 55% | 58% | 59% | |

Tableau 3-12 : Répartition des flux des formes du phosphore à l'exutoire des bassins versants d'étude en fonction des périodes hydrologiques, comparé au volume d'eau écoulé à l'exutoire.

4.2 En crue, Phosphore et azote

Lors d'une crue, le ruissellement constitue un facteur de dilution des composés. Cette dilution se traduit par une diminution de la conductivité (de près de 45 %, jusqu'à 350 μ S/cm). On note une dilution importante des sulfates notamment pour le bassin versant de l'Albenche. Le ruissellement tend aussi à mobiliser des sources diffuses. Les mécanismes d'acquisition de la charge en phosphore sont complexes et variables selon la forme considérée, phosphore dissous ou particulaire. Distinguer des types de crue est d'un grand intérêt pour discerner cette complexité et la variabilité des concentrations et des exportations qui en résulte. Trois types de crue sont distingués pour les différentes périodes hydrologiques qui se traduisent par des différenciations dans les régimes d'exportations du phosphore et de l'azote.

Le lecteur peut se référer à l'annexe 6 dans laquelle sont détaillées quelques crues et les évolutions des paramètres mesurés. Ces exemples illustres la variabilité des régimes d'exportations en fonction du régime hydrologique.

4.2.1 Crues de période non saturée

Les crues estivales se produisent pendant l'état non saturé et sont principalement marquées, pour la Deysse, par :

- de relativement fortes concentrations moyennes des formes dissoutes du phosphore (P-PO₄=0,152 mg/l),
- un enrichissement assez significatif des MeS en phosphore (PP/MeS=3571 ppm contre 2115 ppm en étiage estival) et secondairement, d'une très légère augmentation (de l'ordre de 15 % par rapport au régime établi précédent) de la concentration en nitrates et ammonium.

A l'inverse, pour l'Albenche, les concentrations moyennes des formes dissoutes du phosphore (P-PO₄=0,032 mg/l) restent proches de la concentration moyenne mesurée lors des périodes d'étiage et la concentration moyenne en NH₄ (0,017 mg N-NH₄/I) diminue par rapport à la période d'étiage estival. Pour ces crues, la concentration moyenne en phosphore total est deux fois plus forte (P-Ptot=0,240 mg/l) pour la Devsse que pour l'Albenche, à concentration similaire en phosphore particulaire (P-PP=0,081 mg/l). L'indicateur clé du fonctionnement des crues estivales dans le bassin versant de l'Albenche dominé par les pollutions diffuses est le comportement de la fraction dissoute du phosphore et de l'ammonium, qui souligne une faible proportion de pollution ponctuelle et un rôle mineur des processus in stream. Les concentrations en PP mesurées ne suggèrent pas, à l'instar de la Deysse, une forte remobilisation de cette charge interne. Cependant, bien que la charge interne semble peu importante, les MeS présentent une teneur relativement élevée en phosphore (PP/MeS=2211 ppm) par comparaison aux valeurs communément obtenues pour des bassins versants régionaux (Jordan-Meille et Dorioz, 1998). Une certaine fraction du phosphore provient probablement de sources proximales au cours d'eau et probablement de zones d'abreuvage du bétail pendant les périodes qui précèdent la crue (Poulenard et al., 2007).

4.2.2 Crues de période de transition

Pour le bassin versant de la Deysse, les crues de reprise hydrologique (qui ont lieu pendant l'état de transition) se caractérisent par :

- la diminution, par rapport aux crues estivales, des concentrations moyennes des formes de phosphore dissous,
- la diminution, par rapport aux crues estivales, de la valeur du rapport PP/MeS (PP/MeS=1931 ppm en moyenne) qui suggère une atténuation de l'importance des mécanismes de la restitution du stock interne de phosphore.
- l'augmentation par rapport aux crues estivales, de la concentration moyenne en PP par rapport aux crues de l'état non saturé, à la faveur de concentrations maximales assez importantes (P-PP=1,254 mg/l) : d'autres sources de sédiments sont probablement mobilisées au sein du cours d'eau (telles que les banquettes ou berges) ou directement connectées au cours d'eau (fossés, chemins, zone d'abreuvage du bétail, ...) (Jordan-Meille et Dorioz, 2004 ; Jordan-Meille et al., 2007).

L'analyse des épisodes de crue du 2 novembre 2009 (reprise hydrologique, $Q = 0,304 \text{ m}^3/\text{s}$) et du 29 novembre 2009 pour le bassin de l'Albenche (annexe 6) montre :

- un rapport PP/MeS maximal et très élevé (de l'ordre de 3700 ppm) dès la montée de crue. Celui-ci atteint des maximales supérieures à la celle de la Deysse,
- la forte concentration des formes dissoutes du phosphore durant le début de la phase de décrue (pour la crue de reprise hydrologique),
- l'évolution brutale de la concentration en nitrates d'une valeur minimale (N-NO₃=0,47 mg/l) à une valeur extrême en phase de récession de crue (N-NO₃=5,77 mg/l). Cela peut être interprété comme traduisant l'importance de la contribution des écoulements hypodermiques aux flux hydrologiques. L'augmentation régulière de la concentration en nitrates lors de cette reprise hydrologique, permet de supposer une réactivation de certains stocks au sein du bassin versant tel le lessivage de sols agricoles (Curie, 2006).

4.2.3 Crues de période saturée

Ces crues surviennent lors d'épisodes de plus grande saturation des sols du bassin versant, (généralement de février à mars). Elles sont caractérisées par des écoulements de surface généralisés, mobilisant aussi bien les surfaces imperméabilisées que les surfaces agricoles ainsi que de nombreuses surfaces 'naturelles'.

Pour la Deysse comme pour l'Albenche, ces crues se distinguent des précédentes par :

- des concentrations élevées des formes particulaires du phosphore généralement au pic de crue (PP=2,05 mg P/I et Ptot= 2,14 mg P/I pour la Deysse),
- une diminution de la valeur du rapport PP/MeS. Les MeS mobilisées sont moins enrichies en phosphore que pour les précédentes crues. Les teneurs restent toutefois relativement importantes particulièrement pour la Deysse (PP/MeS=796 pour l'Albenche et PP/MeS=1830 pour la Deysse).

4.2.4 Synthèse des marqueurs dominants des exportations pour les deux bassins versants et conséquence en termes de modélisation

| régime hydrologique | origines des écoulements | principales sources de pollutions | indicateurs clés des exportations pour l'Albenche | indicateurs clés des exportations pour la Deysse |
|----------------------------------|---|---|--|---|
| étiage | eau libre, aquifères | pollutions ponctuelles | [Ptef] + [NH4] + | [Ptef] ++ [NH4] ++ |
| crues de l'état non saturé | s'ajoutent, les écoulements sur des surfaces imperméables, les écoulements sur des surfaces structurales | in stream | [Ptef] + [NH4] ↘ [PP] ✓ | [Ptef] / [NH4] / [PP] / [PP]/[MeS] // |
| crues de l'état de transition | s'ajoutent, les écoulements de nappes à recharge rapide (marais, mouillères, zones de bas de | in stream | [PP]/[MeS] // [PP] // | [Ptef] ↘ [NH4] ↗ [PP]/[MeS] ↘ |
| | pentes), de faibles écoulements hypodermiques | pollutions diffuses | [Ptef] ++ [NO3] ≯ | [PP] 🗡 [NO3] 🗡 |
| crues de l'état saturé | s'ajoutent, de forts écoulements hypodermiques, de forts ruissellements de surface | in stream et pollutions diffuses | [Ptot] +++ [PP] +++ [MeS] +++ | [Ptot] +++ [PP] +++ [MeS] +++ |

I : augmentation de la concentration

: diminution de la concentration

+: concentration minimale, ++: concentration moyenne,

I forte augmentation de la concentration

+++ : concentration maximale

Tableau 3-13 : Marqueurs dominants des exportations, détaillés par période hydrologique et origines des écoulements, comparés à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche et du bassin versant de la Deysse.

Le Tableau 3-13 propose une synthèse des principaux marqueurs et le fonctionnement des exportations détaillées par période et origine des écoulements. Cette synthèse met en évidence la dominance de certaines sources (les pollutions ponctuelles, les pollutions diffuses) et leurs interactions avec les processus in stream pour les différentes périodes hydrologiques. Ce fonctionnement des exportations et les interactions avec les mécanismes in stream n'est pas sans conséquences pour la modélisation des flux de phosphore et de nitrates à l'exutoire des bassins versants.

Pour le bassin versant de l'Albenche, cette synthèse montre que :

- la pollution ponctuelle, mesurée à l'étiage est relativement faible,
- les mécanismes in stream ne s'expriment que faiblement pour les crues de la période non saturée, probablement en lien avec un faible stock de sédiments dans le cours d'eau,
- les mécanismes in stream s'atténuent pour les crues de la période de transition (probablement en lien avec un transfert vers l'exutoire du stock initial de sédiments).

Ces mécanismes préférentiels impliquent que le modèle « Albenche » tienne compte de :

- la contribution, aux écoulements, de plusieurs types d'aquifères en lien avec l'extension des surfaces hydrologiquement actives,
- la contribution, aux flux, des mécanismes in stream pour les crues de période de transition et de période saturée (en lien avec les pollutions diffuses).

Pour le bassin versant de la Deysse, cette synthèse montre que :

- la pollution ponctuelle, mesurée à l'étiage est relativement forte,
- les mécanismes in stream s'expriment fortement pour les crues de la période non saturée, en lien avec un stock important de sédiments dans le cours d'eau et une forte teneur en phosphore de ces sédiments,
- les mécanismes in stream s'atténuent lors des crues de la période de transition (appauvrissement en phosphore des sédiments du lit), mais la concentration en PP augmente par rapport aux crues de la période non saturée (mobilisation d'autres sources proximales),

Ces mécanismes préférentiels impliquent que le modèle « Deysse » tienne compte de :

 l'effet tampon de la plaine alluviale notamment pour les crues de l'épisode de transition (atténuation des effets in stream et faible contribution des pollutions diffuses aux flux), - la contribution maximale, aux flux, des mécanismes in stream pour les crues de période non saturée (remobilisation d'un stock important de phosphore interne au cours d'eau).

5 - Modélisation des flux pour le bassin versant de l'Albenche

Ce chapitre traite de SWAT_mVSA. Ce développement est réalisé pour le bassin versant de l'Albenche pour rendre compte d'exportation à l'exutoire soumis à une saisonnalité influencée par le fonctionnement de différents aquifères. C'est cette modélisation que nous proposons d'intégrer au texte sous la forme d'un article accepté à la revue *Journal of Hydrological Engineering*. (Pezet et al., 2013). La suite du chapitre présente les résultats de la modélisation des flux de nitrates et des flux particulaires avec une approche spécifique développée sur la base de travaux récents sur le bassin versant (Poulenard et al., 2008).

Pour rappel, la période de calibration du modèle est comprise entre le 22 septembre 2009 et le 22 avril 2010 et la période de validation du modèle entre le 23 avril 2010 et le 10 janvier 2011. Le modèle est initialisé au préalable sur une période de 100 jours.

5.1 Hydrologie et flux d'orthophosphates

L'article débute à partir de la page suivante : Pezet, F., Dorioz, J., Quetin, P., Lafforgue, M., and Trevisan, D. (2013). "Using SWAT-VSA to predict diffuse P pollution in an agricultural catchment with several aquifers." J. Hydrol. Eng., 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000914 (Sep. 28, 2013).

1 Using SWAT-VSA to predict diffuse P pollution in an agricultural catchment with

- 2 several aquifers
- 3
- 4 Florent Pezet*, Jean-Marcel Dorioz, Philippe Quetin, Michel Lafforgue and Dominique Trevisan
- 5
- 6 *Corresponding author: Florent Pezet SAFEGE Savoie Technolac 48 av. du Lac du Bourget B.P 318,
- 7 France. florent.pezet@safege.fr
- 8 Jean-Marcel Dorioz, Prof. INRA, UMR CARRTEL 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains,
- 9 France. jean-marcel.dorioz@thonon.inra.fr
- 10 Philippe Quetin INRA, UMR CARRTEL 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains, France
- 11 philippe.quetin@thonon.inra.fr
- 12 Michel Lafforgue, Ph.D -SAFEGE CIRAH 15-27, Rue du Port, Parc de l'Ile 92022 Nanterre cedex, France
- 13 michel.lafforgue@safege.fr
- 14 Dominique Trevisan, Ph.D INRA, UMR CARRTEL 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains,
- 15 France. dominique.trevisan@thonon.inra.fr
- 16
- 17 KEYWORDS
- 18 Variable Source Area, SWAT-VSA, perched aquifers, Curve Number, diffuse pollution.
- 19 Abstract

20 Recent improvements in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model take account of hydrological

21 processes controlling a 'Variable Source Area' (VSA). This model, SWAT-VSA, accounts for changes in the

- 22 nature and extent of the VSA over the course of a hydrological cycle by considering global catchment storage
- 23 capacity, which varies with soil moisture between threshold values whose spatial distribution is determined by
- 24 topography. The objective of this work is to evaluate the contribution of several aquifers with specific storage
- 25 capacities to global catchment storage, its dynamics and subsequent effects on VSA and non-point-source
- 26 pollution. For this purpose, we used a method called SWAT-mVSA (SWAT-multi VSA) in a catchment
- 27 representative of the agricultural conditions of large peri-Alpine lakes to calculate soluble reactive phosphorus
- 28 (SRP) fluxes, since SRP has a major influence on receiving waters. SWAT-mVSA predicted components of the
- 29 hydrological balance and SRP fluxes more accurately than SWAT-VSA. This underlines the importance of
- 30 VSAs in mobilizing and transporting non-point-source pollutants such as nutrients, pesticides or bacteria.

1

1 INTRODUCTION

2 The role of nutrients, mainly phosphorus (P), in the eutrophication of surface waters has long been recognized. 3 European regulations for treating urban effluents (91/271/EEC; EU, 1991) have clearly contributed to the 4 decrease in nutrient fluxes into the aquatic environment (EEA, 2010). Their policy restrictions (sewage outlets, 5 urban surface runoff and removal of phosphates from detergents) have greatly reduced point-source-pollution 6 (Lee et al., 1978; Poss, 2007). Meanwhile, the relative contribution of diffuse pollution has increased, due to 7 loads associated with runoff from natural, agricultural and urban soils (Schoumans et al., 2011; Dorioz et al., 8 2007). Implementation of best management practices for reducing diffuse pollution must be based on 9 preliminary analysis of "critical source areas" (CSAs) (Heathwaite et al., 2005). CSAs, where P is mobilized and 10 conveyed to receiving waters by runoff, represent only a small proportion of catchments but contribute most of 11 the P exported. Defining such areas is not straightforward due to the diversity of phenomena controlling runoff 12 dynamics (Gineste, 1998). 13 Classically, two types of surface runoff can contribute to the mobilization and transfer of P: Hortonian runoff 14 (Horton, 1940) and saturation excess runoff (Merot, 1988). Hortonian runoff is produced when the infiltration 15 capacity of the soil surface is reduced (e.g. by trampling or crusting) below the intensity of rainfall. For annual 16 crops in temperate climates, Hortonian runoff is controlled by soil permeability and, in particular, the dynamics 17 of soil-surface crusting (Boiffin et al., 1988; Vansteelant et al., 1997). Conversely, saturation excess runoff 18 occurs when soil water storage capacity is exceeded during rainfall, which is related to soil properties and 19 topographic patterns that control aquifer dynamics. The term 'Variable Source Area' (VSA) describes areas 20 within a catchment that generate runoff by excess rainfall at soil saturation (Dunne and Black, 1970; 21 Frankenberger et al., 1999). In temperate mountainous regions, soils are generally shallow, and most runoff 22 phenomena are due to VSAs (Trevisan et al., 2010). This is the case for the Lake Bourget catchment, as well as 23 other regional catchments of large peri-Alpine lakes: VSAs depend mainly on aquifers associated with several 24 forms of bedrock or surface deposits. Moreover, it is recognized that aquifers contribute sequentially to water 25 discharge during a hydrological year (Jordan-Meille et al., 2007). This determines a variety of saturation states of 26 catchments (SSC), with thresholds that correspond to different aquifer seepage rates, runoff types and locations 27 of VSAs and CSAs. 28 Modeling can help to determine the location of CSAs. It assesses the spatial distribution of nutrient applications, 29 the extent of VSAs and hence the routes and forms of pollutant transport at the catchment scale. The Soil and

30 Water Assessment Tool (SWAT) is widely used for this purpose. It was recently modified to account for VSAs

2

and their influence on P transfer (Easton et al., 2008). SWAT is a physically based, spatially semi-distributed 1 2 model. It evaluates water flow and pollutant transfer (nutrients, pesticides, bacteria) and has been used to 3 adequately predict diffuse pollution in catchments varying from 1.5×10^{-3} km² to 2.9×10^{6} km² (Borah et al., 4 2003; Jha et al., 2004b; Michaud et al., 2007; van Griensven et al., 2012). SWAT considers Hydrological 5 Response Units (HRUs), which corresponds to land areas with homogeneous topography, soil type and land use. 6 Surface runoff is calculated for each HRU from empirical 'Curve Number' (CN) equations developed by the 7 USDA Agricultural Research Service (see Arnold and Fohrer, 2005). CN predicts excess surface runoff for a 8 wide range of soils and land use. Although widely used and able to adequately simulate hydrological balance and 9 water quality, the SWAT code has been implemented within georeferenced procedures to explicitly consider 10 hydrological processes controlling VSAs. This procedure is called the 'SWAT-Variable Source Area' (SWAT-11 VSA) method (Easton et al., 2008), following the work of Steenhuis et al. (1995), Lyon et al. (2004), and 12 Schneiderman et al. (2007). The underlying hypothesis is to consider a catchment's global storage capacity, 13 which can vary between minimum and maximum values depending on field capacities and moisture contents of 14 soils. Global storage capacity is spatially distributed from wetness index calculations (Beven et Kirkby, 1979) to 15 differentiate a fixed number of wetness classes with specific CN. 16 When a catchment contains several aquifers, each with specific dynamics (e.g. amount of water stored, base flow 17 thresholds), several local water-storage properties must be considered. As far as we know, SWAT-VSA has not 18 yet been applied to geomorphological conditions in which several aquifers control global catchment storage and 19 VSA dynamics and thus the critical sources of nutrients. The objective of this work is to apply SWAT-VSA to such conditions and evaluate the relations between aquifer 20 21 configurations, their behaviour and P export. We used SWAT-VSA in a catchment representative of the 22 agricultural conditions of large peri-Alpine lakes (the Albenche catchment). Hydrological flows and Soluble 23 Reactive Phosphorus (SRP) fluxes were then simulated and compared to observed values, considering that SRP 24 has a major influence on receiving waters (Trevisan et al., 2012). Lastly, we discuss the management of CSAs to 25 reduce P losses to surface waters. 26

- 27 METHODOLOGY
- 28 Study site and extent of saturation areas
- 29 The study site corresponds to the catchment area of the Albenche River (250 ha) which flows into Lake Bourget
- 30 (Fig. 1a). The elevation of the catchment area varies between 497 m and 780 m. The climate is temperate, with a

1 mean annual temperature of 9.6°C and mean annual rainfall of 1030 mm (2010 data). The geology of the 2 catchment has been studied by DDA (1980). The substratum is represented by sandstones with a succession of 3 clayey and sandy layers (Miocene molassic deposits) locally covered by morainic deposits (Würm). A complex 4 aquifer organization is associated with these geological formations. In the specific case of the Albenche 5 catchment, we distinguish the groundwater associated with morainic deposits situated at the valley bottom, 6 temporary aquifers developed above clayey restrictive layers within permeable layers in the sandstone formation, 7 and permanent aquifers associated with several morainic deposits situated at the headwater of the catchment 8 (Fig. 1b). The soils developed on sandstones are mainly Haplic Cambisols, with a silty-sandy texture and a 9 particulate structure. Those on morainic deposits are mainly Eutric Cambisols (WRB, 2006). Land cover (Fig. 101c) is dominated by grasslands (60% of the catchment area), temperate forests (35%) located on the upper part of 11 the basin, and some annual crops (3%). Impermeable areas (roads, tracks, farms) occupy 2% of the catchment 12 area.

13 The outlet of the catchment is equipped for monitoring water discharge and SRP fluxes. Field observations were 14 made from September 2009 to January 2011 to estimate the extent of saturated areas. They consisted of detailed 15 monitoring of the position and extent of saturated areas and the cumulative length of hydrographic networks. 16 These data were mapped on catchment saturation maps, each representing one SSC.

17 18

19

In the SWAT model, surface runoff Q, on a HRU, is calculated from eq. [1]

$$20 \qquad Q = \frac{P_e^2}{P_e + S} \quad [1]$$

Model

where Pe is the effective rainfall (mm) and S the overall water-storage capacity of the catchment (mm). In
SWAT-VSA, Pe is calculated from monitored rainfall and water discharge at the catchment outlet. S is deduced
by applying a procedure described in previous studies (Steenhuis et al., 1995; Lyon et al., 2004; Schneiderman et
al., 2007; Easton et al., 2008) and summarized in Appendix 1.

25

In catchments with several independent aquifers, we consider several S_N values to account for several local storage capacities and VSA extentions in application of Eq. 1 to the SSCs (Fig. 2). For each SSC, SWAT-VSA defines HRUs. Fractions of catchment contributing to a VSA are identified, as are their corresponding soil types and vegetation covers; their CN values are calculated from eq. A-1, A-7 and A-9 (Appendix 1). To solve these equations, corresponding effective rainfall Pe values are deduced from graphical analysis of hydrographs
 monitored at the catchment outlet (Roche, 1963), and for each SSC, the fractions (A_N, Fig. 2) of catchment area
 generating surface runoff are estimated.

4 To avoid modifying SWAT code, independent SWAT runs were performed for each SSC to generate sequential 5 outputs of water discharge and SRP fluxes. The approach we followed can be described as follows: O represents 6 SWAT output for water flow and SRP fluxes for the entire simulation period (from time t=T0 to t=T). SWAT 7 outputs predicted for the period t=T0 to t=T1, during which the catchment is in saturation state SSCI, is denoted 8 O0.T1. For the next saturation state, SSCII, HRUs and associated CNs are modified, SWAT is re-initialized with 9 the corresponding values, and a second run gives the corresponding output O0-T2. For SSCN, the same procedure 10 gives the final SWAT output, $O_{0.T}$. The cutting and joining procedure is based on the following scheme: $O = O_0$. 11 T1 + (O0-T2 - O0-T1) + ... + (O0-T - O0-TN-1). In reference to multiple VSA origins, this procedure is called SWAT-12 mVSA.

13

14 Application to the catchment studied

For the Albenche catchment, three aquifers and SSCs (SSC_I: dry period; SSC_I: transition period; SSC_{II}: wet period) were considered, with their corresponding areas of saturation excess (Fig. 2): a_{I-1} , ..., a_{III-1} the morainic aquifer at the head of the catchment, a_{I-2} ,... a_{III-2} the sandstone aquifer at mid-slope and a_{I-3} ,..., a_{III-3} the groundwater.

We considered field observations to measure the VSA extent of each SSC and then determine their duration and the rules for the cutting and joining procedure (Table 1). To assess the accuracy of this procedure, we calculated the ratio R^*/P_e^* ($R^*=$ surface runoff, $P_e^*=$ estimated effective rainfall) for successive rainfall events. R^* is estimated for each event as the difference between observed discharge and base flow, the latter determined using JMP® (SAS Institute, Inc.) from the fitting of base flow data, following Roche (1963). P_e^* is estimated as 0.9P (Neitsch et al., 2002), where P is the rainfall. R^*/P_e^* was compared to the theoretical value obtained from eq. A 1.

26 For each SSC, CNs where calculated from eq. A-9, following Easton et al (2008), considering ten wetness

27 classes. According to figure 2, we updated the values of A_N and S_N for a fixed number of HRUs (n=32). HRUs

28 were defined from a topographic index and were the same for all SSCs.

29 Input data used to implement SWAT-mVSA consisted of a Digital Elevation Model (DEM, 25-m grid), a soil

30 map of the catchment, land use (from orthophotographs in the French database BD ORTHO®, IGN), and

1 weather (from Météo-France for 1975-2010 and an on-site weather station for 2009-2010). Potential 2 evapotranspiration was calculated by the Penman-Monteith method (Monteith, 1965). Data on land-use 3 management, particularly agricultural practices that influence soil P status and SRP fluxes (grazing dates, dates 4 and rates of mineral and organic fertilization, schedules and annual crop operations), came from detailed surveys 5 of farms within the catchment).

6 Water discharge and SRP concentration were monitored at the outlet of the catchment from September 2009 to 7 January 2011. This allowed calculation of water and SRP fluxes and, for seven remarkable unimodal storms, 8 estimation of Pe during SSCI, SSCII and SSCIII.

9 SWAT-VSA was initially tested with an unique value of S for all SSCs for the period from September 2009 to 10 January 2011, which included 100 days at the beginning to initialize the model, a calibration period (September 11 2009 to June 2010) and a validation period (July 2010 to January 2011). The calibration provided a set of SWAT 12 parameters involved in soil, groundwater or P dynamics that were kept identical to run subsequent SWAT-13 mVSA predictions with specific S_N and A_N values for the different SSCs. Except for these two latter values, both 14 models were therefore calibrated for the same HRUs, at the same time and with the same set of SWAT 15 parameters. The performance of each model was assessed and compared using Pearson's correlation coefficient 16 (r2), the Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient (NS) and the percentage error (PE) (Green and van 17 Griensven, 2008).

18

19 RESULTS

20

Characterization of saturation states of the catchment

21 SSCI is characteristic of the driest period, associated with low discharge during flash floods and surface runoff 22 linked only with active urbanized areas and small upstream perched water tables with low storage capacity. For 23 this driest period, the relation between flow and electrical conductivity (Fig. 4) shows high conductivities for the 24 lowest flow rates and a sharp decrease in conductivity when flow rates increase - from 620 to 420 µS/cm when 25 flow rate increases from 0.003 to 0.03 m³/s, respectively. During low flows, high conductivities indicate the 26 groundwater table drying out and the aquifer supplying water to the river (de Marsily, 1981). The sharp decrease 27 in conductivity with increased flow is attributed to dilution effects due to surface runoff from impermeable areas 28 (urban areas, roads).

1 SSC_{II} shows a gradual decrease in conductivity with increasing discharge (from 0.015 to 0.15 m³/s) and more 2 data scatter than in SSCI. This corresponds to situations in which saturated intermediate zones extend along 3 slopes, indicating a mixing of waters from runoff from perched aquifers and drying out of the groundwater table. 4 SSCIII is characteristic of saturated periods, associated with high flow rates (maximum instantaneous flow rate of 5 approximately 1 m3/s). It corresponds to the maximum extent of VSA during large flood events (up to 25% of 6 the catchment area). SSC $_{III}$ shows the lowest conductivity during the peak flow period due to dilution (with 7 values decreasing from 580 to 360 μ S/cm), highlighting the contribution of runoff from perched aquifers and the 8 high groundwater table.

- 9
- 10

Effective rainfall and storage capacity

Seven single rainfall events were analyzed to calculate P_e and S values from eq. A-5. S ranged from 850-12 1100 mm for SSC_I, 100-400 mm for SSC_{II} and 30-50 mm for SSC_{II}. We chose values of 1000, 100 and 30 mm 13 for SSC_I, SSC_{II} and SSC_{II}, respectively, since these storage capacities provided good agreement between 14 observed R*/P_e* and those predicted by eq. A-1 (Fig. 5).

15

16 SWAT-VSA and SWAT-mVSA results

17 SWAT-VSA predictions had relatively high r2 and NS (r2=0.77 and NS=0.74) but tended to under predict 18 observed values (PE=-14%), especially for winter flood peaks (Fig 6a). Conversely, SWAT-mVSA predicted 19 observed values more accurately (r2=0.82, NS=0.82, PE=-1 %) throughout the whole period (Fig. 6b). SWAT-20 mVSA predicts better the intensity of flood peaks associated with events of rapid VSA expansion and predicts 21 well the decreasing water discharge during winter and early spring floods. It also predicts better the two main 22 components of water flow (runoff peaks and base flow). 23 For catchments with shallow soils dominated by grasslands, SWAT-mVSA can significantly improve the 24 accuracy of hydrological simulations, taking better account of hydrological behaviour dominated by sequential

25 activation of VSAs.

26 As for hydrological output, SWAT-mVSA also improves predictions of SRP fluxes. SRP fluxes simulated by

SWAT-mVSA (r²= 0.90, NS=0.87, PE=-3.5%) agree with the cumulative SRP fluxes measured at the outlet
(Fig. 7). The main events responsible for SRP fluxes occurred during SSC_{III} and resulted from moderate rainfall

29 (20 - 30 mm/day). Another event worthy of note during SSC_{II} was the highest daily rainfall (45 mm) recorded

30 during the study period.

1 DISCUSSION

2 SWAT-VSA predicts VSA extent and distribution relatively well, especially when maximum catchment storage 3 capacity before runoff is related to a single type of aquifer. Easton et al. (2008) developed SWAT-VSA using a 4 median value of S=160 mm based on studies of Lyon et al. (2004). In our context of peri-Alpine catchments with 5 shallow soils, a single median value for S yields predictions that do not agree with surface runoff calculated from 6 hydrographs (Fig. 5). We thus introduced variations in S to account for different SSC and consider complete or 7 incomplete filling of aquifers and their influence on soil moisture and generation of surface runoff. 8 For the Albenche catchment, global storage capacity (S) varies over time, depending on the filling of local 9 aquifers. When the smallest aquifer is full, the SSC changes, with a new but reduced total storage capacity 10 composed of the remaining storage capacities of local aquifers not yet filled. It is maintained until a new 11 threshold is reached, corresponding to the filling of the aquifer with the next lowest available storage capacity. In 12 this study, we developed SWAT-mVSA to calculate CN changes resulting from the decrease in S during 13 successive saturation states. The use of SWAT-mVSA relies on (i) field observations of saturated areas and their 14 links to local aquifer behaviour and (ii) hydrograph analysis. This allows us to estimate the VSA extents (A) of a 15 catchment and the effective rainfall within a specific saturation state. 16 Field observations to determine -A- are decisive in the SWAT-mVSA approach: spatial and temporal 17 development of areas successively affected by surface runoff and connected to the catchment outlet must be 18 identified. To generalize this approach to other contexts concerned by changes in sequential storage capacity, 19 some areas of land should be distinguished: 20 those with low storage capacity. They generally correspond to reactive surfaces that are easily and 21 quickly connected to the hydrological network. They consist mainly of impermeable areas, both urban 22 (e.g. roads, wheel tracks, paddocks) and natural (e.g. bedrock outcrops, rocky soils), well connected to 23 the hydrological network. 24 those with intermediate storage capacity. They consist mainly of small aquifers, generally located at the 25 catchment headwater or at mid-slope, supplied by infiltration and lateral flow that lead to intermittent 26 runoff from local wetlands. 27 those with large storage capacity located at the bottom of slopes and supplied by lateral flow and direct 28 vertical infiltration. 29 As in SWAT-VSA, the SWAT source code is not modified in SWAT-mVSA. For each SSC, sequential SWAT 30 outputs are joined together by post-processing to account for the successive filling of local aquifers. In this

1 procedure, the relevance of the transitions between each SSC is verified by validated hydrological indicators 2 (Table1) and by runoff and effective rainfall relations (Fig. 5). SWAT-mVSA improves the accuracy of 3 predicted contributions of surface runoff and base flow. As hydrographs are reproduced better, SWAT-mVSA 4 improves prediction of SRP fluxes, which, like other non-point-source pollutants (e.g. nitrates, ammonium, 5 bacteria) is highly mobilized during saturation periods, when VSAs are well connected to the hydrological 6 network (Gbureck et al., 2002). SWAT-mVSA predicts SRP fluxes better than SWAT-VSA, largely due to 7 better modeling of hydrographs, but the specific influence of VSAs on SRP dynamics at the catchment scale 8 should also be considered. Many studies at the catchment scale show that SRP loss originates from saturated 9 areas, especially in grassland catchments such as the Albenche River catchment (Hahn, 2012). Moreover, 10 saturation increases both the surface area emitting SRP and the connections of sources to the outlet of the 11 drainage system (Jordan Meille, 1998).

12 During the dry period, CSAs are mainly permanent impermeable areas from the smallest local aquifers, generally 13 located at the catchment head. As they are small and easily detectable, they are relatively easy to manage. During 14 the transition period, CSAs are located at headwaters or mid-slope and are larger than in the previous period. 15 They are non-point sources with heavy P loads due to grazing, such as trampling zones near the hydrological 16 network (Poulenard et al., 2009) or brief over-fertilization (Heathwaite et al., 2005). They should be managed by 17 implementing best management practices (BMPs) that focus on the type and timing of farming operations. 18 During the wet period, CSAs attain their largest extent, mainly due to groundwater contribution. They are 19 located at the bottom of slopes or where lateral flow is concentrated. They are associated with high SRP fluxes 20 despite moderate rainfall, mainly due to release of SRP from anoxic zones and liberation of P initially associated 21 with ferric phosphates (Dorioz et al., 2007). As for the transition period, they can be managed by implementing 22 BMPs into farming systems.

23 The use of SWAT-mVSA, however, is limited to specific contexts. It is well-suited for catchments with multiple 24 aquifers, as in this study. This implies shallow soils with impermeable substrates where multiple aquifers may be 25 formed, leading to saturated soils halfway down the slope. SWAT-mVSA is well-suited for fairly small 26 catchments (<50 km²) for which the field observations needed to define SSCs can be made fairly quickly and in 27 sufficient detail. Although SWAT-mVSA greatly improves prediction of water discharge and SRP fluxes, some 28 events are poorly predicted, such as winter events in which snowmelt contributes significantly to runoff. 29 Improvements have been proposed to the SWAT code to better represent snow coverage and available melt 30 water (Fontaine et al., 2002). Previous studies (Zhang and Montgomery, 1994; Crosby, 2006) concluded that the

topographic wetness index increases in value and causes a surface to be modeled as 'wetter' when computed from DEMs of large resolution, such than that we used in the present work. As SWAT-mVSA is influenced by the spatial discretization of the soil topographical index, we assume that more fine DEM resolutionsconceivable for fairly small catchments – will also improve its accuracy.

6 CONCLUSION

This work concerns the general topic of CSAs. Some of surface water quality models use the CN equation to calculate Hortonian and saturation excess surface runoff, deriving it from soil type and/or land cover. Although this CN approach is widespread, several alternatives have been developed to account for the spatial patterns of VSAs. Despite their good suitability, they do not accurately consider changes in the nature and extent of VSAs over the course of a hydrological cycle, especially those governed by the behaviour of multiple aquifers (perched water tables and groundwater tables).

Considering the dynamics of several independent water tables and their consequences on soil water saturation and CN distribution, we developed SWAT-mVSA from SWAT-VSA. The keystone of SWAT-mVSA is the distinction of several SSCs representing sequential distributions and extensions of VSAs, driven by sequential filling and connection of aquifers to the hydrological network. Detailed monitoring of saturation and surface runoff sensitivity can establish SSC-specific representation of the behaviour of the aquifers.

This version of SWAT provides more accurate predictions of hydrological balance and SRP fluxes, which underlines the importance of VSAs in mobilizing and transporting non-point-source pollutants such as nutrients, pesticides or bacteria. For catchments with numerous aquifers, the improvement in results obtained by introducing a changing pattern of VSA distribution shows the influence of variable source mechanisms on the temporal variability of nutrient exports at the outlet.

23

24 ACKNOWLEDGEMENTS

25 This work was supported by CISALB, the RM&C water supply agency, the SAFEGE R&D department and 26 INRA UMR CARRTEL. The authors sincerely thank Isabelle Beaudin and Aubert Michaud from IRDA -27 Quebec for their unconditional help.

- 28
- 29
- 30

- 1 REFERENCES
- 2 Arnold J.G. and N. Fohrer. (2005). SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied
- 3 watershed modelling. Hydrological Processes. 19(3): 563-572.
- 4 Arnold J.G, Allen P.M., Bernhardt G. (1993). A comprehensive surface-groundwater flow model. Journal of
- 5 Hydrology 142: 47-69.
- 6 Beaudin I., Deslandes J., Michaud A.R., Bonn F. et Madramootoo C.A (2006). Variabilité spatio-temporelle des
- 7 exportations de sédiments et de phosphore du bassin versant de la Rivière aux Brochets, sud du Quebec.
- 8 Partie 1. Paramétrage, calibration et validation du modèle SWAT Agrosolution, vol. 17 (1) 4-20
- 9 Beven K.J and M.J. Kirkby. (1979). A physically Based, Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology.
- 10 Hydrological Sciences Bulletin 24:43-69
- 11 Boiffin J., Papy F., Eimberck M. (1988) Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par
- 12 ruissellement concentre. Analyse des conditions de déclanchement de l'érosion. Agronomie. 8,8,663-673.
- 13 Borah D.K., and Bera M. (2003). Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: review
- 14 of Mathematical Bases. Transactions of the ASAE. 46(6):1553-1556.
- 15 Chanasyk D.S., Mapfumo. E and Willms. W. (2003). Quantification and simulation of surface runoff from
- 16 fescue grassland watersheds. Agricultural Water Management. 59(2): 137-153.
- 17 Crosby D.A. (2006). The effect of DEM resolution on the computation of hydrologically significant topograhic
- 18 attributes. Master Thesis, University of South Florida, 145p.
- 19 DDA (1980). Étude des ressources en eau de l'Albannais. Direction départementale de l'agriculture 73,
- 20 Chambéry, 30p
- 21 de Marsily G. (1981). Hydrologie quantitative. Masson. Paris. 215 p
- 22 Dorioz J.M., Aurousseau P., Bourrié G. (2007). Le phosphore dans l'environnement: bilan des connaissances sur
- 23 les impacts, les transferts et la gestion environnementale. Océanis, 33, 1-2.
- 24 Douglas-Mankin K.R., Srinivasan R., Arnold J.G. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: Current
- 25 Developments and Applications. (2010). Transaction of the ASABE. American Society of agricultural and
- 26 Biological Engineers. Vol.53(5): 1423-1431
- 27 Dunne T, Black RD. (1970). Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. Water
- 28 Resources Research. 6: 1296–1311

| 1 | Easton Z.M, Fuka D.R, Walter M.T, Cowan D.M, Schneiderman E.M, Steenhuis T.S. (2008). Re- |
|----|---|
| 2 | conceptualizing the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model to predict runoff from variable source |
| 3 | areas. Journal of hydrology 38(3):279-291 |
| 4 | Easton Z.M, Walter M.T, Fuka D.R, White E.D and Steenhuis T.S. (2011). A simple concept for calibrating |
| 5 | runoff thresholds in quasi-distributed variable source area watershed models Hydrological Processes 25: |
| 6 | 3131–3143 |
| 7 | EEA (European Environment Agency) (2010). http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nitrogen-and- |
| 8 | phosphorus-in-rivers |
| 9 | EU (European Union) (1991). European Union Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste- |
| 10 | water treatment. |
| 11 | European Parliament (2012). On the proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council |
| 12 | amending Regulation (EC) No 648/2004 as regards the use of phosphates and other phosphorus compounds |
| 13 | in household laundry detergents. JO L 094 30.03.2012, p. 0016 |
| 14 | Frankenberger J.R., Brooks E.S., Walter M.T., Walter M.F., Steenhuis T.S. (1999). A GIS-based variable source |
| 15 | area model. Hydrological Processes 13(6): 804–822. |
| 16 | Fontaine, T.A., Cruickshank T.S., Arnold J.G., Hotchkiss R.H., 2002. Development of a snowfall-snowmelt |
| 17 | routine for mountainous terrain for the soil water assessment tool (SWAT). Journal of hydrology, 262, 209- |
| 18 | 223. |
| 19 | Garen, D.C., and D.S. Moore. (2005). Curve number hydrology in water quality modeling: Uses, abuses, and |
| 20 | future directions. Journal of American Water Resource Association. 41(2): 377-388. |
| 21 | Gascuel-Odoux C., Merot P., Durand P., Molenat J. (1999). Genèse des crues normales dans les petites bassins |
| 22 | versants ruraux. La Houille Blanche. 7/8:54-60. |
| 23 | Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: Historical |
| 24 | Development, Applications, and Future research Directions. ASABE, 50(4): 1211-1250 |
| 25 | Gassman P.W., Arnold J.G., Srinivasan R., and Reyes M. (2010): The worldwide use of the SWAT Model: |
| 26 | Technological drivers, networking impacts, and simulation trends, in: Proceedings of the Watershed |
| 27 | Technology Conference, 21-24 February, American Society of Agricultural and Biological Engineers, Earth |
| 28 | University, Costa Rica, St. Jospeh, MI, ASABE. |

- 1 Gburek W.J., Drungil C.C., Srinivasan M.S., Needelman B.A., Woodward D.E. (2002). Variable-source-area
- 2 controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. Journal of Soil Water
- 3 Conservation 57: 534–543.
- 4 Gevaert V., Van Griesven A., Holvoet K., Seuntjens P. and Vanrolleghem P.A. (2008). SWAT developments
- 5 and recommendations for modelling Agricultural pesticide mitigation measures in River basins. Hydrological
- 6 Science-Journal. Special Issue: Advances in Ecohydrological Modelling with SWAT. 53(5):1075-1089.
- 7 Gineste P. (1998). Contribution de l'imagerie satellitaire Radar ERS à la détection des zones saturées et à la
- 8 modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par Top-Model. ENGREF.250 p
- 9 Grabs T., Seibert J., Bishop K., Laudron. H. (2009). Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison
- 10 of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. Journal of Hydrology. 373: 15-23.
- 11 Green C.H., Van Griensven A. (2008). Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-
- 12 scale watersheds. Environmental Modelling and Software (23), p.422-434
- 13 Hahn, C., 2012. Phosphorus losses from grassland dominated catchments: modeling and experimental validation.
- 14 Ph.D. thesis. ETH ZURICH, 113p.
- 15 Haygarth P.M., Wood F.L., Heathwaite A.L., Butler P.J. (2005). Phosphorus dynamics observed through
- increasing scales in a nested headwater-to-river channel study. Science of the Total Environment 344 (2005)
 83–106
- 18 Heathwaite A.L., Quinn P.F., Hewett C.J.M. (2005). Modelling and managing critical source areas of diffuse
- 19 pollution from Agricultural land using flow connectivity simulation. Journal of Hydrology 304, 446-461
- Horton RE. (1940). An approach toward a physical interpretation of infiltration-capacity. Soil Science Society of
 America Proceedings 5: 399-417.
- 22 Jha M., Pan Z., Takle E.S., and Gu R. (2004b). Impacts of climate change on streamflow in the upper
- 23 Mississippi River basin: A regional climate model perspective. Journal of Geophysical Research. 109:
- 24 D09105, doi:10.1029/2003JD003686.
- 25 Jordan-Meille L. (1998). Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique.
- 26 Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.
- 27 Jordan-Meille L. et Dorioz J.M. (2004) Soluble phosphorus in an agricultural watershed. Agronomie, 24 p. 237-
- 28 248

- 1 Jordan-Meille L., Trevisan D., Dorioz J.M. (2007). Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à
- 2 l'échelle bassin versant : le cas d'un bassin versant de la région Lémanique et sa portée générale. Océanis,
- 3 33, 1-2, p. 183-206
- Lee F.G., Rast W. et Jones R.A. (1978). Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem.
 Environmental Science and Technology, 12:900-908.
- Lyon S.W., Walter M.T., Gérard-Marchant P., Steenhuis T.S. (2004). Using a topographic index to distribute
 variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. Hydrological Processes 18(15):
- 8 2757-2771.
- 9 Mehta V.K., Walter M.T., Brooks E.S. (2004). Evaluation and application of SMR for watershed modeling in
- 10 the Catskill Mountains of New York State. Environmental Modelling and Assessment 9(2): 77–89.
- 11 Merot P. (1988). Les zones de sources à surface variable et la question de leur localisation, Hydrologie
- 12 Continentale., 3, 105-115.
- 13 Michaud A.R., Giroux M., Landry C., Deslandes J., Beaudin I. et Lauzier R. (2007). Prévention des transferts
- 14 diffus de phosphore en bassins-versants agricoles : perspectives Québécoises et de l'état du Vermont.
 15 Océanis, 33, 1-2, p.285-320.
- Monteith, J.L. (1965). Evaporation and the environment. In The State and Movement of Water in Living
 Organisms, Proc. 19th Symp. Swansea, U.K.: Society of Experimental Biology, Cambridge University Press.
- 18 Nasr A., Bruen M., Jordan P., Moles R., Kiely G., Byrne P.(2007) A comparison of SWAT, HSPF and
- 19 SHERTRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. Water Research. 41:
- 20 1065-1073.
- Poulenard, J., Perette, Y., Fanget B., Quetin P., Trevisan D., Dorioz, J.M. (2009). Infrared tracing of sediment
 sources in a rural catchment. Science of the Total Environment, 407, 2008-2819.
- 23 Poss R. (2007). Stock et flux de phosphore dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, et impacts
- 24 environnementaux. Introduction à la première journée à Paris. Océanis, 33, 1-2, p. 13-16.
- 25 Rallison R.E. (1980). Origin and evolution of the SCS runoff equation. Symposium on Watershed Management,
- 26 American Society of Civil Engineers: New York, NY; 912–924.
- 27 Roche M. (1963). Hydrology de surface. O.R.S.T.O.M. Gaultier-Villars (éd) Paris
- 28 Schoumans, O.F. (Ed), W.J. Chardon (Ed), M. Bechmann, C. Gascuel-Odoux, G. Hofman, B.Kronvang, M.I.
- 29 Litaor, A.Lo Porto, P. Newell-Price and G rubaek. (2011). Mitigation options for reducing nutrient emissions

| 1 | from agriculture. A study amongst European member states of cost action 869. Wageningen, Alterra, Alterra- | | | | | | | |
|----|--|--|--|--|--|--|--|--|
| 2 | Report 2141. 144p | | | | | | | |
| 3 | Schneiderman, E.M., Steenhuis, T.S., thongs, D.J., Easton, Z.M., zion, M.S., Mendoza G.F., Walter M.F., Neal, | | | | | | | |
| 4 | A.L. (2007). Incorporating variable source area hydrology into the curve number based generalized | | | | | | | |
| 5 | watershed loading function model. Hydrological Processes available from: | | | | | | | |
| 6 | http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/1144295425/PDFSTART | | | | | | | |
| 7 | Srinivasan M.S., Gérard-Marchant P., Veith T.L., Gbureck W.J, and Steenhuis T.S. (2005). Watershed scale | | | | | | | |
| 8 | modelling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport. Journal of the American | | | | | | | |
| 9 | Water Resources Association (JAWRA) 41(2):361-375 | | | | | | | |
| 10 | Steenhuis T.S., Winchell M., Rossing J., Zollweg J.A., Walter M.F. (1995). SCS runoff equation revisited for | | | | | | | |
| 11 | variable-source runoff areas. American Society of Civil Engineers, Journal of Irrigation and Drainage | | | | | | | |
| 12 | Engineering 121: 234–238. | | | | | | | |
| 13 | Trevisan D., Dorioz J.M., Poulenard J., Quetin Ph., Prigent Combaret C., Merot Ph. (2010). Mapping of critical | | | | | | | |
| 14 | source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. Water Research, 44, 3847- | | | | | | | |
| 15 | 3860 | | | | | | | |
| 16 | Trevisan, D., Quetin, P., Barbet, D., Dorioz, J.M. (2012). POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the | | | | | | | |
| 17 | efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses, Journal of Hydrology 450-451. | | | | | | | |
| 18 | 254-266 van Griensven, A., Ndomba, P., Yalew, S., and Kilonzo, F. (2012). Critical review of the application | | | | | | | |
| 19 | of SWAT in the upper Nile Basin countries, Hydrological and Earth System Sciences Discussions, 9, 3761- | | | | | | | |
| 20 | 3788. | | | | | | | |
| 21 | Vansteelant J.Y., Trevisan D., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1997). Conditions d'apparition du | | | | | | | |
| 22 | ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des | | | | | | | |
| 23 | exploitations agricoles. Agronomies, 17, 65-82 | | | | | | | |
| 24 | Walter, M.T., Shaw, S.B. (2005). Discussion: "Curve number hydrology in water quality modeling: uses, | | | | | | | |
| 25 | abuses, and future directions" by Garen and Moore. Journal of American Water Resources Association. 41 | | | | | | | |
| 26 | (6), 1491–1492. | | | | | | | |
| 27 | WRB. World Reference Base for soil resources. (2006). World Soil Resources Reports. Roma: FAO. 2006 | | | | | | | |
| 28 | Yang Y.S. and Wang L. (2010). A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Framework | | | | | | | |

29 Directive in Handling Diffuse Water Pollution. Water Resources Management 24: 1819-1843.

15

- 1 Zhang W. and Montgomery D.R., (1994). Digital elevation model, landscape representation and hydrologic
- 2 simulation. Water Resources Research, 30(4), 1019-1028.

3

4

1 APPENDIX 1 2 3 Surface runoff

3 Surface runoff is calculated from the "Curve Number" (CN) equation:

$$4 \qquad Q = \frac{P_e^2}{P_e + S} \tag{A-1}$$

5 where Q (mm) is the surface runoff, Pe (mm) is the effective rainfall and S (mm) is the storage capacity of the

- 6 soils of the catchment before runoff. S varies according to the soil type and is estimated from
- 7 Neitsch et al. (2005):

8
$$S = 25, 4*(\frac{1000}{CN} - 10)$$
 for $0 \le CN \le 100$ (A-2)

9 Steenhuis et al. (1995) assumed that during a storm the extent of the saturated area equals:

$$10 \qquad A = \frac{dQ}{dP_e} \tag{A-3}$$

11 where A is the saturated fraction of catchment surface area (from which runoff occurs).

12 A can be deduced by combining eq. A-1 and A-3:

13
$$A = 1 - \frac{S^2}{(S + P_e)^2}$$
 (A-4)

14 which can also be written as:

15
$$S = (\frac{P_e}{\sqrt{\frac{1}{1-A}}})$$
 (A-5)

16 At the catchment scale, runoff produced when $P_e > S$ is called P runoff (mm), denoted Pr. Locally, from rainfall

17 events Pei to Pe, VSAs have contributing areas that vary from Ai to A. For a given area Ai, runoff is produced for

18 Pei>Sei, where Sei (mm) denotes local retention capacity. The contributing area Ai is obtained by resolving

19 (Schneiderman et al., 2007):

20
$$S_{ei} = \frac{\int_{A_i}^{A_{i+1}} S(\frac{1}{\sqrt{1-A}} - 1) dA}{A_{i+1} - A_i}$$
 (A-6)

21 This gives:

22
$$S_{ei} = \frac{2S(\sqrt{1-A_i} - \sqrt{1-A_{i+1}})}{(A_{i+1} - A_i)} - S$$
 (A-7)

- 1 To use SWAT-VSA, a series of ten local VSA areas is defined (Ai+1 to Ai, i=1 to 10; Easton et al., 2008). The
- 2 local areas Ai+1 are deduced from Digital Elevation Model analysis based on Soil Topographical Index (STI)
- 3 calculations (Beven and Kirkby, 1979):

4
$$STI_{Ai+1} = \ln(\frac{A_{i+1}}{T * \tan \beta})$$
 (A-8)

- 5 where A_{i+1} is the local upstream area, T is the corresponding soil transmissivity, calculated from the product of
- 6 soil thickness and saturated hydraulic conductivity, and β is the corresponding slope.
- 7 For each area (A_{i+1}-A_i), CN_i is then calculated by:

8
$$CN_i = \frac{25400}{S_{ei} + 254}$$
 (A-9)

- 9 Calculations and area delimitations are performed in GIS (ArcGIS 9.2) according to the following steps:
- 10 1. Calculate STI
- 11 2. Classify STI into A_i fractions at equal intervals
- 12 3. Calculate S_{ei} (eq. A-7)
- $13 \qquad 4. \qquad \ \ Calculate \ CN_i \ (eq. \ A-9)$

| | SSCI | SSCII | SSCIII |
|---|--------------|--------------------|---------------------------|
| A (% of the total catchment area) | < 2,5 % | 2,5 % - 20 % | > 20 % |
| Wetted length network/total length of hydrological network | < 50% | 50% - 85% | > 85% |
| Water discharge during low flow events | < 0,003 m3/s | 0,022 – 0.035 m3/s | > 0,035 m ³ /s |

Tab. 1: Indicators for the definition of the "saturation states of the catchment".







Fig. 1.a,b,c – Location, main land uses, technical survey and hydrological behavior for the Albenche catchment (watershed). Hydrological behavior is made up of : (i) permanent or (ii) temporary water tables are located on morainic deposits in head catchment position and in permeable layers of sandstones respectively and (iii) a permanent groundwater located on a morainic deposit at the bottom of the catchment.



Fig.2 : Conceptual scheme of storage capacity. $s_1, ..., s_n$: maximal local storage capacity for respectively aquifers 1 to n. SSC_I: driest saturation state of the catchment. SSC_N: wettest saturation state of the catchment. A_I: fraction of catchment contributing to VSA during SSC_L S_N total storage capacity fo SSC_N. Δ_{mNn} : fraction of local storage S filled with water at the beginning of SSC_N. a_{mNn} : maximal saturated area during SSC_N.



Fig. 3: Hydrological behavior and corresponding VSA extension noted A, for each Saturation State of the Albenche Catchment. (a.) SSC_{II} ; for summer period, (b.) SSC_{II} ; for spring and autumn period and (c.) SSC_{III} for winter period.



Fig .4: Conductivity versus flow measured at gauging station. Saturated States of Catchment (SSC) are mentioned. Black bullets represent SSCs, grey triangles SSCsa and circles SSCw.



Fig. 5: Observed surface runoff coefficient R^*/Pe^* versus observed net rainfall values Pe^* (square for SSC_I, triangle for SSC_{II} and circle for SSC_{III}) and predicted surface runoff by equation A-1for each SSC's S value.



Fig. 6: Water flow predicted by SWAT-VSA (a) and SWAT-mVSA- (b) compared with the measured flow at the outflow of the catchment. The top left corner of the graph shows the linear 1:1 relationship of the calculated vs measured flows and the r² linear regression (dashed line) between measured and modeled data. Performance of these models was compared using Pearson's correlation coefficient (r²), Nash Sutcliff's coefficient (NS) and the percentage error (PE) indicator.



Fig. 7: Cumulative measured SRP (kg, black circles), compared to cumulative SRP (kg) predicted by SWAT-VSA (black triangles) and by SWAT-mVSA (black squares).

5.2 Flux de nitrates

Pour 2010, les flux de nitrates simulés sont de l'ordre de 4,5 T/an soit environ 17 kg N-NO₃/ha/an (Figure 3-10). Les critères d'évaluation du modèle sont relativement bons (Tableau 3-14) au pas de temps journalier, mais malgré cela, les flux simulés par le modèle en période de validation (à partir de aout 2010) demeurent largement surestimés (Dv=-30%). Les flux de NO₃ lors des phases de récession des principales crues sont majoritairement bien reproduits par le modèle (r²=0,88, NS=0,87, Dv=-7 % pour 10 crues). A l'inverse les flux de nitrates sont moins bien reproduits lors des périodes de ruissellements de surface et notamment pour les pics de crues de reprise hydrologique (sous-estimation du flux de 44 % à 64 % sur trois événements). La sous-estimation des flux lors des périodes de reprise hydrologique laisse supposer une mauvaise évaluation de la contribution aux flux de stocks rapidement mobilisés à teneur en nitrates relativement importante, comme le montrait l'analyse détaillée de la crue de reprise hydrologique du 2 novembre 2009 pour le bassin versant de l'Albenche.

Par ailleurs, le modèle ne reproduit pas correctement certaines périodes de crues (par exemple la crue entre le 29/10 et le 11/11) qui mobilisent des sources complexes et variables comme peuvent l'être certaines zones agricoles rapidement et facilement en connexion avec le réseau hydrographique (Sexton et al., 2011; Gascuel-Odoux et al., 2009). Il peut s'agir de sources proximales (zones connexes au cours d'eau) ou plus distales et notamment pour l'Albenche dans la zone d'extension de VSA de coteaux. Pour la crue comprise entre le 29/10 et le 11/11, le flux de nitrates est simulé représente la moitié du flux de nitrates mesuré (plus de 40 kg de nitrates exporté le jour de la crue et seulement 20 kg simulé pour ce même jour).



Figure 3-10 : Simulation des flux journaliers de nitrates à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|----------|-------------|------------|--------|
| r² (s.d) | 0,78 | 0,91 | 0,78 |
| NS (s.d) | 0,74 | 0,88 | 0,77 |
| Dv (%) | -5 | -30 | -12 |

Tableau 3-14 : Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche. r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs. à l'exutoire de l'Albenche.

5.3 Modélisation des flux particulaires

5.3.1 Matières en suspension

Le flux de matières en suspension (fraction de granulométrie inférieurs à 200 µm) simulé par SWAT (- de l'ordre de 125 T pour 2010 en utilisant l'équation universelle de perte en sol - Williams, 1995) est largement sous-estimé par rapport au flux mesuré (de l'ordre de 370 T pour 2010). Le flux simulé est relativement faible mais conforme aux valeurs attendues pour des contextes similaires en termes de mode d'occupation et de nature des sols (Jordan-Meille, 1998 ; Cerdan et al, 2010). Pour ce cas la simulation ne tient pas compte de l'érosion du lit et des berges du cours d'eau.

Nous avons ensuite utilisé le module SWAT-DEG dont les fonctionnalités sont intégrées à SWAT 2009 (qui permet de tenir compte de l'érosion des berges et du lit de la rivière – incision et érosion latérale). Les flux de matières en suspension (fraction de granulométrie inférieure à 200 µm) simulés avec ce module sont relativement bien reproduits. Les critères r² et NS le confirment (Tableau 3-15). Le modèle surestime néanmoins le flux de MeS de l'ordre de 75 T/an (Dv de l'ordre de 20%), soit l'équivalent du flux de MeS d'une crue majeure qui, d'autre part au nombre de 5, exportent près de ³/₄ des matières en suspension à l'exutoire. Le flux total de matière en suspension simulé est de l'ordre de 450 T/an pour l'année 2010. Le flux spécifique représente près de 1,5 T/ha/an (), qui est une valeur relativement forte pour ce type de bassin versant au regard des mesures réalisées par Cerdan et al., (2010) sur des bassins versants Français et Européens hétérogènes (surface, mode d'occupation des sols, topographie).

Le bilan des apports du lit et des berges de la rivière est de l'ordre de 1 T/ha/an soit de l'ordre de 250 T pour l'année 2010. Ces matériaux proviennent préférentiellement des berges constituées par les matériaux morainiques altérés, plus facilement mobilisables que la molasse indurée. Notre modèle montre que près 2/3 du flux de MeS à l'exutoire provient de l'érosion du lit et des berges.

Pour ce même bassin versant de l'Albenche, Poulenard et al. (2008) ont montré que la remobilisation des sédiments et l'évolution morphologique du lit de la rivière (érosion régressive et érosion latérale) peut représenter jusqu'à 75 % des matières en suspension transférées à l'exutoire pour certaines périodes des années 2006 à 2008.


Figure 3-11 : Simulation des flux journaliers de matières en suspension à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche, comparés aux flux mesurés à l'exutoire. Le flux estimé ne tient pas compte de l'érosion des berges et de l'érosion du lit de la rivière.



Figure 3-12 : Simulation des flux journaliers de matières en suspension pour le bassin de l'Albenche, comparés aux flux mesurés à l'exutoire. Le flux estimé tient compte de l'érosion des berges et de l'érosion du lit de la rivière.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,96 | 0,99 | 0,96 |
| NS (s.d) | 0,95 | 0,98 | 0,96 |
| Dv (%) | 25,9 | -2,1 | 19,3 |

Tableau 3-15 : Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de MES. r² : Bravais-Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs

5.3.2 Le phosphore particulaire pour le bassin versant de l'Albenche

Le flux de MeS à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche est, pour certaines périodes de l'année, majoritairement composé par des suspensions provenant des berges et du lit de la rivière. Pour les berges, ces suspensions sont généralement peu chargées en phosphore (de l'ordre de 300 ppm à 400 ppm) et possèdent une forte capacité de fixation du phosphore (Poulenard et al., 2007). Les matériaux du lit peuvent être plus chargés en phosphore (de l'ordre de 1200 ppm à 1500 ppm pour des matériaux du lit en aval de rejets ponctuels pour d'autres bassins versants régionaux - Dorioz et al., 1998a).

Dans SWAT la concentration en phosphore des sédiments issus des HRU est définie à partir de l'équation définie au chapitre 2.2.3. Le cycle du phosphore dans le cours d'eau tient compte des variations de phosphore organique (issu de la biomasse) de la minéralisation de ce phosphore organique et de la diffusion de phosphore inorganique depuis les sédiments (se référer au chapitre 2.2.6°). Dans le cours d'eau, SWAT ne tient pas compte de la complexité des échanges entre la phase dissoute et la phase solide porteuse pour la simulation des flux de phosphore.

SWAT ne permettant pas cette simulation, nous avons développé une démarche simplifiée du calcul des flux de phosphore particulaire (PP) à partir des valeurs moyennes en PP des différentes sources de MeS (berges, lit, sols) issues de mesures sur le bassin versant d'étude (Poulenard et al., 2007) ou de bassins versants régionaux (Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998, Dorioz et al., 1998a). Ce module de calcul est utilisé en « post processing » et les flux de MeS préalablement calculés par SWAT, pour chacune des sources de MeS, sont multipliés par la concentration moyenne en PP de ces mêmes sources. Cette démarche de travail est présentée dans le diagramme fonctionnel en Figure 3-13 ci-dessous.

Ce modèle tient compte du bilan des entrées de sédiments dans la rivière (IN) et des sorties de sédiments à l'exutoire (OUT).



Figure 3-13 : Diagramme fonctionnel du module d'estimation des flux de phosphore particulaire pour le bassin versant de l'Albenche. Les flux de phosphore particulaire sont calculés en faisant le produit des flux de MeS (fraction inférieure à 200 µm) par la concentration en PP des différentes sources de MeS.

Il y a 3 cas (Figure 3-13).

1- Si flux (OUT-IN) =0 alors les processus in stream sont négligeables,

2- Si flux (OUT-IN)>0 alors flux_PP= flux (OUT - IN)*[PP, rivière] + flux (IN) * [PP,sol]

3- Si flux (OUT-IN)<0 alors flux_PP= flux (OUT) * [PP,sol]

Avec flux (OUT-IN) qui correspond à la différence entre le flux de sortie de MeS à l'exutoire du cours d'eau (OUT) et le flux d'entrée de MeS dans le cours d'eau, issu des HRU (IN).

Pour le cas n°1, l'hypothèse simplificatrice faite est que l'intégralité des MeS à l'exutoire provient de l'érosion des sols sans mobilisation de la charge interne du cours d'eau. Le flux de PP est égal au produit de la concentration en P des érodats de sols par la masse de MeS (OUT-IN) modélisée par SWAT-mVSA.

Pour le cas n°2 l'hypothèse faite est qu'une partie des MeS (OUT-IN) provient de la rivière et une autre partie provient de l'érosion des HRU (IN). Le flux de PP est égal au produit de la concentration en P des MeS de rivière par le flux (OUT-IN) auquel s'ajoute le produit de la concentration des érodats de sols par le flux de MeS (IN), modélisé par SWAT-mVSA.

Pour le cas n° 3, il y a plus d'entrées dans la rivière que de sorties, les MeS proviennent des HRU et le flux de PP correspond au produit de la concentration en P des érodats de sols par la masse de MeS (OUT) modélisée par SWAT-mVSA, créant ainsi un stock de PP dans le cours d'eau.

Les valeurs de concentration en phosphore des érodats de sols et des MeS de rivières sont optimisées par la méthode des moindres carrés (outil solveur sous Excel). Les concentrations en phosphore particulaire des sources sont ajustées à 300 ppm pour les sols du bassin versant et 1100 ppm pour les MeS de rivières (valeur moyenne des matériaux du lit et matériaux des berges) ce qui semble en cohérence avec les valeures relevées par Trevisan et al. (2012) pour des bassins versants similaires. Le flux spécifique simulé de phosphore particulaire est 1,35 kg PP/ha/an, soit 350 kg PP exporté à l'exutoire du bassin de l'Albenche durant l'année 2010 (Figure 3-14). En comparaison, le flux mesuré pour cette même période est de 386 kg de PP (lacunes sur les données comblées par les relations flux/débits – cf annexe 5).

Les critères d'évaluations de la performance du modèle sont satisfaisants (Tableau 3-16) bien que certains épisodes soient largement sous estimés, notamment les crues de reprise hydrologique de novembre 2009 et décembre 2009. A l'instar des flux de sédiments, cinq crues majeures composent les ³/₄ du flux annuel ce qui reste cohérent avec les régimes d'exportation du PP déjà observés pour des bassins versants du lac du Bourget (CISALB, 2005 à 2008). Ces crues sont majoritairement des crues de la période saturée, hormis la crue de mi-juin 2010. Chacune des crues de la période saturée peut exporter jusqu'à 60 kg de phosphore soit un rapport PP/MeS de l'ordre de 800 à 1000 ppm.

Le modèle semble assez robuste pour être retenu dans sa forme actuelle. Celui-ci peut etre conforté par des mesures complémentaires de la concentration en phosphore des différentes sources de sédiments (sols, berges et sédiments). Le modèle peut servir à tester des pratiques de restauration ou d'entretien des berges (limitation des flux de sédiments). L'impact de certaines pratiques de protection des accès au cours d'eau peut également être testé. La protection des accès permet d'eviter de créer et remobiliser des stocks (estivaux ou automnaux) issus des surfaces proximales piétinées par le bétail comme les zones d'abreuvage dans le cours d'eau ou les zones de passage à gué sur des itinéraires pastoraux (Poulenard et al., 2007 ; Trevisan et al., 2012)



Figure 3-14 : Flux de P particulaire modélisés pour le bassin versant de l'Albenche à l'aide du module de calcul du Phosphore Particulaire

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,92 | 0,98 | 0,92 |
| NS(s.d) | 0,91 | 0,98 | 0,91 |
| Dv (%) | 18,7 | -9,3 | -6,8 |

Tableau 3-16 : Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de Phosphore Particulaire pour le bassin versant de l'Albenche. r²: Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs

6- Modélisation des flux pour le bassin versant de la Deysse

6.1 Modélisation des flux d'eau

6.1.1 SWAT-mVSA appliqué à la Deysse

Nous avons dans un premier temps paramétré le modèle hydrologique de la Deysse selon la méthodologie mise en place pour le bassin versant de l'Albenche en tenant compte de différents états de bassin.

Nous avons également tenu compte, dans la construction des HRU, des surfaces répertoriées en zones humides dans la plaine de la Deysse (105 ha – selon l'inventaire des zones humides de l'Albannais – CNPS, 2010).

Ces surfaces ont été renseignées dans SWAT dans un module spécifique POND-WETLAND qui permet la représentation spatiale de « réservoirs » tels des étangs, retenues ou marais. Les résultats de simulation selon deux états de bassin (état non saturé et état saturé) sont présentés sur la Figure 3-15 ci-dessous.





Figure 3-15 : Modélisation hydrologique pour le bassin versant de la Deysse selon la méthodologie en « état de bassin ». Deux états de bassins sont présentés : S=30 mm (figure du haut) ou l'état de bassin saturé et S=1000 mm (figure du bas) ou l'état de bassin non saturé. La surface en POND-WETLAND dans SWAT est de 105 ha (inventaire CPNS des zones humides de l'Albannais).

6.1.2 Modélisation hydrologique de la Deysse : optimisation du module POND-WETLAND

La surestimation chronique des débits, quel que soit l'état de bassin versant, nous a conduit à tenir compte, dans la construction des HRU, des surfaces de sols présentant un caractère permanent d'hydromorphie dans la plaine de la Deysse (450 ha – selon la cartographie des sols de la Deysse – Cizabuiroz et Garin, 2010).

Ces surfaces ont été renseignées dans SWAT-mVSA dans le module POND-WETLAND. Les résultats sont présentés par la Figure 3-16 ci-dessous :





Figure 3-16 : Modélisation hydrologique pour le bassin versant de la Deysse selon la méthodologie en « état de bassin ». Deux états de bassins sont présentés : S=30 mm (figure du haut) ou l'état de bassin saturé et S=1000 mm (figure du bas) ou l'état de bassin non saturé. La surface en « POND-WETLAND » dans SWAT est de 450 ha.

Pour ce paramétrage, les débits sont correctement simulés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. La surface de « marais » (pour nous, équivalente à la surface de sols hydromorphes) intégrée au module POND-WETLAND de SWAT-mVSA est un paramètre discriminant dans le calage des flux d'eau du bassin versant de la Deysse.

Au vu des précedents résultats, l'intérêt de la modélisation en état de bassin (SWAT-mVSA) n'est pas justifié pour la Deysse. Nous avons donc utilisé le modèle SWAT-VSA et travaillé sur l'optimisation des paramètres de calage du module POND-WETLAND.

Certains auteurs ont souligné le rôle prépondérant des paramètres WET_NSA et WET_MXSA (surface minimale et maximale d'un 'marais' dans le module SWAT POND-WETLAND - Schmalz et al., 2008) dans la simulation des flux hydrologiques. Nous avons donc cherché à optimiser ces paramètres selon une procédure décrite dans le paragraphe suivant. L'optimisation est réalisée par la méthode des moindres carrés (outil solveur sous Excel) qui est appliquée aux indice r² et NSE (Tableau 3-17).

| | | | | ajust | ements c | lu modèle | e |
|----------------------------|---------------------------|-------------|---------------------------------|-------------------|----------|-----------|--------------|
| valeurs testées (en ha) | valeur retenue (en ha) | identifiant | description | | R² | NSE | Dv (en %) |
| | 0005 0000 | | | valeur retenue | 0,85 | 0,84 | 3,9 |
| 25 a 105 | 0025.0000 | WEI_NSA | surface minimale du reservoir | Δ minimale | 0,70 | 0,36 | 8,9 |
| 105 à 450 | 0375.0000 | WET_MXSA | surface maximale du 'reservoir' | Δ maximale | 0,82 | 0,80 | 2,7 |

Tableau 3-17 : Calibration des paramètres WET_NSA et WET_MXSA du module POND-WETLAND par la méthode des moindres carrés. Ajustement du modèle selon les critères , r^2 : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs.

Le modèle ainsi optimisé semble mieux reproduire le fonctionnement hydrologique du bassin versant (Figure 3-17) et cet ajustement retenu est robuste (Tableau 3-18). Le modèle reproduit assez fidèlement aussi bien les périodes de récession de crues et d'étiages que pour l'intensité des pics de crues. La régulation hydrologique de la zone de plaine de la Deysse est très importante sur le calage des flux d'eau à l'exutoire. SWAT est notamment utilisé en Allemagne (Schmalz et al., 2008, Lam et al., 2010 ; Lam et al., 2012) ou au Canada (Melles et al., 2010), pour mettre en œuvre des scénarios de restauration de zones humides et en mesurer l'impact sur le fonctionnement hydrologique mais aussi sur les flux de nutriments exportés (Schmalz et Forher, 2009 ; Wang et al., 2010).

6.1.3 Modélisation hydrologique : conclusion sur la spécificité de l'Albenche par rapport à la Deysse

Pour nos bassins versants d'étude, à l'échelle des têtes de bassins versants sur des formations imperméables où le fonctionnement hydrologique est contrôlé par la dynamique spatiale et temporelle de zones à sources variables alimentées par des systèmes de nappes perchées, la modélisation en « état de bassin » selon la méthodologie développée dans Pezet et al. (2013) apporte une nette amélioration de la représentation des processus hydrologiques.

Pour le bassin versant de la Deysse, la mise en œuvre de la même méthodologie n'apporte pas d'amélioration. En revanche l'amélioration des simulations apportée par l'optimisation du module POND-WETLAND, montre que le contrôle hydrologique est avant tout réalisé par l'extension du 'réservoir' que constitue les sols de la plaine alluviale. L'optimisation de ce module POND-WETLAND est souvent utilisé dans d'autres études pour des contextes similaires (Schmalz et al., 2008, Lam et al., 2010 ; Lam et al., 2012). D'autres auteurs (Almendinger et al., 2007, 2012) ont, de plus, développé une fonctionnalité du module POND-WETLAND qui permet une meilleure estimation des flux de sédiments et de nutriments dans des conditions de bassins versants de plaines pour lesquels l'hydrologie est particulièrement impacté par la saturation de vastes zones de bas fonds (Lam et al., 2012).



Figure 3-17 : Simulation des flux hydrologiques journaliers à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $R^2(s.d)$ | 0,87 | 0,92 | 0,88 |
| NS (s.d) | 0,86 | 0,79 | 0,84 |
| Dv (%) | 5,6 | -1,3 | 3,9 |

 Tableau 3-18 :
 Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux hydrologiques à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r² : Pearson, NS :

 Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs.

6.2 Simulation des flux de nitrates

Pour 2010, les flux de nitrates simulés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse (Figure 3-18) sont de l'ordre de 84 T/an soit environ 12,3 kg N-NO₃/ha/an (80,7 T/an mesuré). Les critères d'évaluation du modèle sont relativement bons (Tableau 3-19) au pas de temps journalier. Les flux de NO₃ lors des phases de récession des principales crues sont majoritairement bien reproduits par le modèle (r²=0,84, NS=0,82, Dv=5 % pour 6 crues). A l'instar du bassin versant de l'Albenche, les flux de nitrates sont moins bien reproduits lors des phases de ruissellement et notamment pour les pics de crues de reprise hydrologique (sous estimation du flux de plus de 60 % sur trois événements). Tout comme pour le bassin versant de l'Albenche, la sous-estimation des flux simulés lors des périodes de reprise hydrologique laisse supposer une mauvaise évaluation de la contribution aux flux de stocks rapidement mobilisés à teneur en nitrates relativement importante. Les zones de marais ainsi que les zones aux abords du cours d'eau (la ripisylve) pourraient largement contribuer à ces flux de nitrates (Curie et al., 2009). Pour le bassin versant de la Deysse, de nombreuses parcelles agricoles en cultures sont installées sur ces zones à sols hydromorphes.



Figure 3-18: Simulation des flux journaliers de nitrates à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,8 | 0,78 | 0,8 |
| NS(s.d) | 0,78 | 0,75 | 0,76 |
| Dv (%) | 14 | -26 | 4,5 |

Tableau 3-19: Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de nitrates à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs.

6.3 Modélisation du phosphore et de la contribution des processus « in stream »

Dans la version standard, SWAT-VSA ne reproduit pas fidèlement les flux de phosphore à l'exutoire du bassin versant de la Deysse et notamment sous estime très largement le flux d'orthophosphates (Tableau 3-20). La charge interne de phosphore du cours d'eau a déjà été suggérée, pour ce bassin versant, comme un élément clé dans la dynamique du phosphore.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,49 | 0,78 | 0,51 |
| NS (s.d) | 0,41 | 0,72 | 0,52 |
| Dv (%) | -33,5 | -43,9 | -37,1 |

Tableau 3-20:Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de PO4avec SWAT-VSA. r² : Bravais-Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs

Les mécanismes clés ne sont pas les mêmes que pour l'Albenche (se référer au chapitre 3.4). Il s'agit pour la Deysse de tenir compte, au mieux, dans la modélisation des processus clés de remobilisation in stream pour améliorer la justesse des simulations. Pour cela, nous proposons un modèle d'évaluation des flux, dont le principe est expliqué dans la section suivante.

6.3.1 Modèle d'évaluation des flux de phosphore pour la Deysse

Le modèle d'évaluation des flux présenté en Figure 3-19 est utilisé en « postprocessing » à SWAT. Ce modèle calcule dans un premier temps la rétention par les MeS dans le cours d'eau d'une part, des flux de journaliers de P issus de pollutions diffuses calculés par SWAT et d'autre part, des flux journaliers de P issus de pollutions ponctuelles. Dans un second temps, nous calculons la mobilisation du stock interne de P créé pour établir un flux journalier simulé à l'exutoire. Ce flux simulé est comparé au flux mesuré et les paramètres de calage sont optimisés en vue du meilleur ajustement du modèle.



Figure 3-19: Organigramme fonctionnel du module d'estimation des flux des différentes formes de phosphore (P total et PO_4) pour le bassin versant de la Deysse (poll. diff. = pollutions diffuses ; poll. ponct = pollutions ponctuelles ; Sb= rétention poll. diff. (kg) ; Sa=rétention des poll. ponct (kg) ; Ms= stock mobilisé (kg) ; K1, K2,K3, K4 = coefficients de rétention ; K5 et K6 coefficients de remobilisation. K1≠K2≠K3≠K4≠K5≠K6. Les coefficients sont également différents entre le calcul des flux de Ptot..

Le module développé tente de reproduire partiellement les processus complexes et transitoires de dépôts, mobilisations, transferts des MeS et de leur charge en P, dans les cours d'eau. Ce module permet également de simuler au mieux des phénomènes de rétention-remobilisation de différentes formes du phosphore (Withers et Jarvie, 2008 ; Svendsen et al., 1995 ; Dorioz et al., 2004 ; Jarvie et al., 2005).

Pour simuler les processus de rétention, l'hypothèse de travail prise est que quand le débit augmente, la fraction de phosphore retenue diminue (Trevisan et al., 2012).

La fonction de stockage $f(R_n)$ reprend deux termes (pollutions diffuses et pollutions ponctuelles) et est représentée sous la forme $f(R_n) = S_a * e^{-K_1 * Q^{K_2}} + S_b * e^{-K_3 * Q^{*K_4}}$,

où R_n est le flux journalier retenu, S_a est le flux estimé de phosphore des sources ponctuelles, S_b est le flux de phosphore calculé par SWAT-VSA (pollutions diffuses uniquement) et K_1 , K_2 , K_3 , K_4 les coefficients de rétention. Q le débit du cours

d'eau. Le cumul de rétention annuelle est $\sum_{n=365}^{n=1} f(R_n)$ ou R_n est la rétention journalière.

Pour simuler les processus de remobilisation, l'hypothèse de travail prise est que quand le débit augmente, la fraction de phosphore remobiliée augmente (Trevisan et al., 2012) selon la fonction différentielle suivante. On prend l'hypothèse de la fonction de stockage $f(M_n)$ sous la forme: $f(M_n) = R_n (1 - e^{-K_5 * Q^{K_6}})$,

où M_n est le flux journalier mobilisé et K_5 et K_6 les coefficients de remobilisation (nombres réels positifs).

Le flux annuel est $\sum_{\scriptscriptstyle n=365}^{\scriptscriptstyle n=1} f(M_{\scriptscriptstyle n})$.

Pour les deux fonctions, nous avons chercher à optimiser les paramètres K_1 , K_2 , K_3 , K_4 , K_5 et K_6 par la méthode des moindres carrés.

Le but étant d'avoir le modèle le plus robuste possible. La robustesse du modèle est éprouvée avec les critères r², NS et Dv.

6.3.2 Les orthophosphates

Le flux annuel simulé de PO₄ est de 1950 kg (Figure 3-20) pratiquement équivalent au flux mesuré (1850 kg). Les critères d'évaluation du modèle sont bons (Tableau 3-21). Cependant pour certaines crues estivales (du mois de juillet 2010) et pour certaines crues de reprises hydrologiques de 2009, pour lesquelles la contribution in stream est qualitativement et quantitativement importante, le modèle sous-estime encore les flux de l'ordre de 50 % (crue de reprise) à 75 % (crues estivales). Pour ces crues les processus de rétention du phosphore sur la phase solide sont intenses (Withers et Jarvie, 2008). Les résultats du modèle laissent donc supposer qu'une fraction du phosphore remobilisable n'est pas simulée (exportation de biofilms, fraction particulaire de très faible granulométrie, colloides – Withers et Jarvie, 2008). Cependant, l'écart global sur le bilan du flux annuel est relativement faible (de l'ordre de 5%).



Figure 3-20: Simulation des flux journaliers de PO₄ à l'exutoire du bassin versant de la Deysse après prise en compte de certains processus 'in stream' pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,80 | 0,88 | 0,85 |
| NS(s.d) | 0,79 | 0,85 | 0,83 |
| Dv (%) | -7,7 | 2,2 | -5,3 |

Tableau 3-21: Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de PO₄ avec prise en compte des processus in stream à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r²: Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs



Figure 3-21: Quantité de PO₄ stockée (>0) et quantité de PO₄ remobilisée (<0) en kilogramme par jour (kg/j) dans le lit de la Deysse d'octobre 2009 à janvier 2011.

Certaines crues hivernales remobilisent jusqu'à 30 kg/j de PO₄ soit jusqu'a la moitié du PO₄ total exporté pour le même jour (Figure 3-21). Pour la rivière Deysse en 2010, le bilan annuel des gains (stockages) et des pertes (remobilisations) de PO₄ est d'environ 5 % soit relativement équilibré. Le piegeage est temporaire pour l'essentiel du flux et la rivière peut agir, dans certaines conditions hydrologiques, comme un piège à PO₄.

Pour la période estivale (de juillet à octobre 2010), la rétention du PO₄ dans les sédiments est de l'ordre de 40% soit l'équivalent pour cette période de près de 30 kg d'orthophosphates stockés par kilomètre de cours d'eau. Ces valeurs sont relativement fortes mais dans le même ordre de grandeur que Jarvie et al. (2005) pour des rivières de bassins versants urbains et péri-urbains ou Trevisan et al. (2012) pour des rivières marquées par des pollutions ponctuelles. Les flux en cause sont donc non négligeables, en période d'étiage et directement à l'aval d'un rejet d'égout, Dorioz et al.,(1998a) ou Jarvie et al. (2010) montrent un stockage in stream représentant jusqu'à 60 % du flux de phosphore pour des conditions physico-chimiques de fixation du phosphore favorables détaillées par House et Denison (2002).

6.3.3 Le phosphore total et le phosphore particulaire

L'estimation des flux de phosphore particulaire, noté ΦPP , est réalisée sur la simplification suivante : $\Phi PP = \Phi Ptot - \Phi PO_4$.

Où $\Phi Ptot$ est le flux de phosphore total à l'exutoire et ΦPO_4 le flux d'orthophosphate à l'exutoire.

Le flux de phosphore total simulé est de l'ordre de 8 T/an (Figure 3-22) soit environ 7 % de plus que le flux de phosphore total mesuré à l'exutoire pour l'année 2010 (qui est de 7,5 T). Le flux de phosphore particulaire simulé est de l'ordre de 6 T/an (Figure 3-23) soit une légère surestimation par rapport aux flux de phosphore particulaire mesuré à l'exutoire (5,7 T/an). Les critères d'évaluation du modèle sont relativement solides (Tableau 3-22 et Tableau 3-23).

Le modèle estime correctement le flux des crues de juin 2010 et décembre 2010.. Pourtant, les flux de phosphore transférés pour ce type d'événements à fort débit sont souvent difficiles à simuler. Les forts débits mettent en jeu des processus d'érosion portant sur les berges (Withers et Jarvie, 2008 ; Trevisan et al., 2012) mais également portants sur l'ensemble des zones hydrologiquement actives du bassin versant (Jordan-Meille et Dorioz, 1998 ; VanSteelant et al., 1997).

Le modèle développé semble bien tenir compte des processus majeurs de rétention et remobilisation de la charge interne au cours d'eau. Nous apportons une réelle amélioration à SWAT dans la prise en compte des processus in stream pour la bassin versdant de la Deysse.



Figure 3-22: Simulation des flux journaliers de phosphore total à l'exutoire du bassin versant de la Deysse après prise en compte de certains processus (in stream' pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,75 | 0,85 | 0,82 |
| NS(s.d) | 0,72 | 0,81 | 0,78 |
| Dv (%) | -10 | 1,5 | -7,5 |

Tableau 3-22: Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de phosphore total avec prise en compte des processus in stream à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs



Figure 3-23: Simulation des flux journaliers de phosphore particulaire à l'exutoire du bassin versant de la Deysse après prise en compte de certains processus 'in stream' pour la période du 22 septembre 2009 au 10 janvier 2011. Période de calibration de septembre à mai 2010, période de validation de mai 2010 à janvier 2011.

| | Calibration | Validation | Global |
|------------|-------------|------------|--------|
| $r^2(s.d)$ | 0,74 | 0,82 | 0,80 |
| NS(s.d) | 0,72 | 0,81 | 0,78 |
| Dv (%) | -8 | 1,4 | -6,2 |

Tableau 3-23: Critères d'évaluation de la performance des simulations de flux de PO4 avec prise en compte des processus in stream à l'exutoire du bassin versant de la Deysse. r² : Pearson, NS : Nash-Sutcliffe, Dv : déviation des valeurs

PARTIE 4 **DISCUSSION**

Les objectifs opérationnels de ce travail de thèse s'appuient sur quelques constats simples :

- L'état du lac s'est nettement amélioré principalement en réponse à une politique de gestion et de réduction des pollutions ponctuelles. Le statut de Lac oligomésotrophe est confirmé pour le Lac du Bourget et les cyanobacteries planktothrix rubescens ont disparues (Jacquet et al., 2013).

- Néanmoins, les gestionnaires demeurent perplexes sur les évolutions qui s'engagent (changement climatique et évolution des usages des sols).

- Pour apporter des éléments de réponse, les gestionnaires ont besoin d'outils prédictifs et correctifs. La thèse montre comment développer de tels outils, quels sont les échelles et les processus majeurs à considérer, comment il est possible de réduire la complexité du système étudié et quelles sont les préconisations opérationnelles ou les prévisions que nous pouvons tirer de ces outils.

Ce developpement suppose de progresser sur les processus et sur la compréhension du système de transfert que constitue le bassin versant à différentes échelles pertinentes pour la mise en place d'actions de gestion des pollutions.

Des résultats seront discutés ci après afin de leur donner une portée méthodologique (généralisable) et opérationnelle. Cette discussion est structurée en quatre parties :

1 : Ordres de grandeur, spécificité et impacts des exportations de phosphore pour les bassins versants étudiés.

2 : Relations amont –aval et impacts sur les exportations de phosphore

3 : Mesures d'atténuationd'atténuation des pollutions diffuses agricole.

4 : Perspectives d'applications de l'outil de modélisation.

1-Ordres de grandeur, spécificités et impacts des exportations

1.1 Partitions des origines des pollutions

Le flux spécifique de phosphore total calculé pour le bassin versant de l'Albenche (couvert à plus de 60% de prairie) est de l'ordre de 2 kg/P/ha. Ce flux inclut les pertes associées au fonctionnement des bâtiments d'exploitations agricoles, qui représentent de l'ordre de 5% à 10% de la pollution phosphorée soit 0,1 kg/P/ha à 0.2 kg/P/ha. Au regard des flux spécifiques de bassins versants supportant les mêmes activités dans un contexte comparable, le flux diffus agricole du bassin versant de l'Albenche reste relativement élevé (Dorioz et al., 2002, Kronvang et al., 2007; Jarvie et al., 2010).

A l'échelle annuelle, ce flux est composé par près de 80% de phosphore particulaire exporté pour ³/₄ pendant les 10 crues les plus importantes des campagnes de mesures. Néanmoins, on peut penser que pour l'Albenche, comme pour d'autres bassins versants couverts de prairie, les émissions et les exportations de phosphore se font, à l'échelle parcellaire, également sous forme dissoute (Hahn, 2012). L'émission de phosphore ne résulte pas de l'érosion, cela recoupe les observations de Jordan-Meille et al.(2007) qui montrent qu'il existe une différenciation des modalités d'émission de phosphore et une différenciation spatiale des formes de phosphore transféré. L'acquisition de la charge en phosphore des particules est dans ce cas contrôlée à l'interface entre la parcelle et le réseau hydrographique lors de l'acquisition de la charge en matière en suspension de l'eau (Poulenard et al., 2007). Les flux de nitrates mesurés simultanément sont également relativement élevés (19 kg/N/ha/an). Ces flux élevés sont obtenus malgré la faible représentation des cultures, ce qui confirme une pression agricole non négligeable avec des régimes de fertilisation relativement importants (apports de l'ordre de 40 à 50 kg P/ha/an pour l'Albenche selon les enquêtes, soit 20 à 25 fois moins que les exportations de P à l'exutoire).

Pour le bassin versant de la Deysse, le flux de phosphore total calculé, de l'ordre de 1,1 kg P/ha/an, est plus faible que sur l'Albenche. Le flux de nitrate calculé est également moins élevé, de l'ordre de 12 kg N/ha/an, malgré la présence d'une importante zone de cultures dans la plaine de la Deysse. La zone de plaine (à sols hydromorphes) peut favoriser les processus de dénitrification (passage des nitrates en azote atmosphérique) comme le souligne Curie et al., (2009) pour de plus vastes hydrosystèmes. Les origines de la pollution phosphorée sont mixtes, avec en 2010 un peu plus de 40% de ces émissions attribuables à des sources d'origines ponctuelles et un peu moins de 60% liées aux diverses pollutions diffuses (bruits de fonds, pollutions agricoles, pollutions urbaines de temps de pluie). Ce bilan portant sur les entrées et les sorties du système hydrologique comporte des incertitudes

notamment sur le diagnostic des pollutions résiduelles agricoles (fuites agricoles non maîtrisées : il s'agit principalement du lessivage des zones de stockage du fumier à l'air libre, des fuites au niveau des fosses à lisier, des drainages des surfaces imperméabilisées des exploitations) et sur le diagnostic des pollutions urbaines. Ces points pourraient être affinés par la mise en œuvre de diagnostics à l'échelle de l'exploitation pour les pollutions agricoles, et dans le cadre d'études spécifiques pour les pollutions urbaines (schéma directeurs, études sur les RUTP, améliorations des systèmes d'assainissements). Pour ce bassin périurbain et agricole et malgré les efforts faits sur le traitement des eaux usées domestiques et industrielles, la pression des pollutions ponctuelles reste forte. Comme pour d'autre bassins versant périurbain européens (Jarvie et al., 2010, Bowes et al., 2010) une fraction de cette pollution peut être techniquement maitrisée mais il existe des limites à cette action (souvent justifiées par un bilan coût –bénéfice de l'action à réaliser).

Les pertes liées aux sièges d'exploitations, dont le diagnostic est bien plus complexe, peuvent être quantitativement importantes. Comme pour d'autres bassins versants européens, on estime que la part des flux de phosphore liée aux pertes des sièges d'exploitations (aires d'exercices, surfaces imperméabilisées, fumières, fosses à lisier) n'est pas anecdotique (Neal et al., 2010). Pour nos sites d'étude nous estimons entre 5 % et 10 % ces pertes, soit de l'ordre de 0,4 T à 0,8 T de phosphore total pour le bassin versant de la Deysse.

1.2 Variabilité des régimes d'exportations du phosphore et impacts sur le milieu récépteur

L'analyse des données physico-chimiques de l'eau montre que les régimes d'exportations (eau, sédiments, phosphore, azote) ont une dynamique temporelle. Les pertes en phosphore ne se limitent pas aux mécanismes classiques de mobilisation et d'exportations (érosions des surfaces de sol, exportations par ruissellement de type hortonnien) mais sont grandement liées à l'état de saturation des sols du bassin versant et à la contribution de certaines zones actives du bassin versant nommées « zones à sources variables (VSA). Ces zones sont connues pour jouer un rôle important dans les transferts hydrologiques, mais aussi dans le transfert des matières en suspension et des nutriments (Sharpley et al., 1999; Gbureck et al., 2002). Nous avons définis pour nos bassins versants d'étude, trois régimes d'exportation distincts. Ceux-ci sont déjà décrits dans la thèse et nous ne revenons pas en détails dessus mais nous regardons les facteurs de la variabilité des régimes d'exportation et leurs impacts sur le milieu.

Pour les crues estivales, les surfaces imperméabilisées et la remise en suspension d'un stock interne à la rivière (faible pour des bassins versant de tête faiblement anthropisé mais relativement important pour les bassins versants soumis aux pollutions ponctuelles), contribuent au flux de phosphore à l'exutoire. La concentration en phosphore total émis par les surfaces imperméabilisées peut être relativement élevée et le phosphore est majoritairement émis sous forme dissoute (Edwards et al., 2007). L'impact de ces crues estivales sur le milieu est important. Pour la période estivale, les apports en phosphore se font plutôt dans l'épilimnion (dans le cas du lac du Bourget). La concentration en phosphore dissous est généralement très faible (de l'ordre du µg/l) ce qui veut dire que le phosphore biodisponible est presque totalement utilisé par la biomasse.

La sensibilité du milieu est différente pour les crues hivernales. Le lac peut être encore thermiquement partiellement « stratifié » ou « déstratifié » lors du brassage hivernal. Dans ce dernier cas, lors de crues, le phosphore est émit principalement sous forme particulaire. A son entrée dans le lac, ce phosphore particulaire peut être majoritairement entrainé par des courants de densité (Chapron, 1999) et se déposer avec la phase sédimentaire. Le phosphore dissout (contenu dans la colonne d'eau) sera utilisé par les organismes aquatiques au printemps suivant alors que le stock de phosphore particulaire, fixé aux sédiments, ne pourra être « relargué » et donc utilisé que dans des conditions spécifiques de faible oxygénation du fond du lac. Pour que ces processus de relarguage opèrent il faut que le phosphore soit associé à des formes minérales oxydées (généralement fer ou aluminium) et que ces formes oxydées soient réduites. Dans un contexte opérationnel de protection de la ressource en eau, Pezet et al. (in prep) montrent l'impact différé de la charge interne sur la qualité de l'eau d'un plan d'eau artificiel crée en 1900 (retenue du Pas de Riot, Massif du Pilat - substrat du bassin versant composé de roches cristallophyliennes et de granites). Durant près de 70 ans, les sédiments ont agis comme un puits de phosphore et dans les années 1980, suite à des modifications des usages du bassin versant (fort acroissement de la démographie des communes du bassin), les sédiments, dans des conditions d'anoxie ont massivement relargués du phosphore entrainant une eutrophisation du milieu. Pour le Lac du Bourget, Jenny et al. (2013) montrent l'impact de l'expansion spatiale de conditions de faible oxygénation du fond du lac, pour les 150 dernières années, sur la concentration probable de phosphore dans la colonne d'eau. L'accent est notamment mis sur l'importance des forçages climatiques comme facteurs clés des variations des surfaces « anoxiques » et donc des phénomènes de relarguage du phosphore.

Les évolutions des usages des sols et les évolutions climatiques peuvent réorganiser les régimes d'exportations et donc les impacts sur le milieu recepteur. Il faut donc chercher à bien comprendre les processus clés de ces régimes d'exportations pour pouvoir les modéliser et proposer un outil de prédiction adapté au contexte d'étude.

1.3 Mécanismes clés des régimes d'exportations du phosphore

Pour le bassin de l'Albenche, le phosphore change de spéciation au cours du transfert. Il est, semble-t-il majoritairement émis sous forme dissoute, comme pour les bassins agricoles Suisses de Hahn (2012), mais est principalement exporté sous forme particulaire à l'exutoire du bassin. La transformation s'opère à l'entrée du réseau hydrographique. Le phosphore dissout se retrouve en contact avec des matières en suspension issues de berges et des échanges/équilibres rapides s'opèrent entre les phases. Les materiaux proviennent de berges déstabilisées par le piétinement du bétail (CORPEN, 1998 ; Poulenard et al., 2007) mais aussi, dans notre cas, relativement instable du fait de leur lithologie (moraines et molasses altérées). Les matériaux constitutifs de ces berges ont de faibles concentrations en phosphore (de l'ordre de 300 à 400 ppm) et constituent un support à fort pouvoir fixateur (Poulenard et al., 2007). Le phosphore dissous se trouve majoritairement fixé sur la phase solide porteuse et est transféré à l'exutoire sous forme de phosphore particulaire (Paccini and Gachter, 1999, Reddy et al., 1999). Les échanges entre phosphore dissous et phase solide constituent la clé des processus de transfert pour ce bassin versant. La dynamique des transferts vers le lac est changée. La biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire peut être relativement importante mais reste inférieure à celle du phosphore dissous et est extremement variable (de 10 % à 80 %) (Dorioz et al., 1998a). Il est donc important de comprendre ces processus de transformations.

Les processus in stream pour le bassin versant de la Deysse sont différents. Les simulations du flux sédimentaire à l'exutoire de la Devsse, par la méthode MUSLE (équation universelle de pertes en sols - Wiliams, 1975) montrent que l'acquisition de ce stock semble être préférentiellement en lien avec des processus classiques d'érosions diffuses des sols du bassin versant. Les sédiments sont stockés dans le cours d'eau ou sur les berges et banquettes en bordure de cours d'eau (lit de plein bord) et remobilisé en fonction de l'intensité des crues. L'acquisition de la charge en phosphore des sédiments semble plutot liée à des entrées de pollutions ponctuelles. Cependant, les simulations réalisées pour la Devsse montrent que de l'ordre de 50 % de la pollution phosphorée provient des pollutions diffuses (pour l'année 2010) et la charge en phosphore des sédiments d'origine diffuse n'est pas anecdotique. Pour des bassins versants Canadiens en polycultures, Poirier et al. (2010) font état de concentrations élevées en phosphore particulaire en surface de champs (> 3100 µgP/I) mais également dans les réseaux de drains (> 1300 µgP/I) dont environ 30 % de phosphore biodisponible. La rétention du phosphore d'origine diffuses et ponctuelles peut être quantitativement importante (pour des entrées majoritairement ponctuelles, jusqu'à 60% de rétention des flux de phosphore dissous pour des conditions d'étiages dans des rivières Européennes - Jarvie et al., 2002).

La modélisation des exportations de phosphore particulaire sur la Deysse montrent que la remobilisation de cette charge interne peut être quantitativement importante et représenter jusqu'à la moitié du flux exporté pour des crues de reprise hydrologique (période de transition). Pour le cas de la Deysse, cette remobilisation est marquée par de fortes valeurs des concentrations en phosphore particulaire (moyenne du rapport PP/MeS = 3571 ppm pour une moyenne des débits moyens journaliers de l'ordre de 0,26 m³/s), probablement le signe d'une forte biodisponibilité de ce PP. Les exportations sont également marquées par de fortes valeurs des concentrations en phosphore dissous (moyenne des concentrations moyennes journalières pondérées par le débit, $P-PO_4 = 0,152 \text{ mg/l} - ce qui est une concentration très forte, vecteur de risque d'eutrophisation). Les fortes valeurs des concentrations en phosphore dissous peuvent être liées à la remobilisation du phosphore contenu dans les eaux interstitielles (Withers et Jarvie., 2008). Ces mêmes processus de relargage ou de minéralisation du phosphore organique ont également lieu dans les zones humides connexes aux cours d'eau ou les ripisylves (Reddy et al., 1999 ; Schoumans et al., 2011).$

2- Relations amont-aval et impact des évolutions à venir sur les exportations de phosphore

Pour mettre au point des stratégies de réduction des flux de phosphore à l'échelle du bassin versant il convient d'évaluer les mécanismes, les processus et les structures en interactions, dont le rôle dans la mobilisation, le transfert, la rétention et l'impact potentiel du phosphore sur l'environnement, est essentiel. Ce schéma conceptuel de continuum source - transfert/stock - impact - est largement décliné dans la littérature spécialisée et s'enrichit de différentes notions telles que la notion de fonctionnement interne au cours d'eau (Dorioz et Poulenard, 2007) ou la notion d'impact sur le milieu récepteur (Withers and Haygarth, 2007; Haygarth et al., 2004). L'analyse systémique menée dans notre étude permet de montrer que ce continuum fonctionne de façon relativement discontinue dans le temps en alternant des phases de rétentions, remobilisations ou relargages en étroite relation avec l'activité hydrologique du bassin versant, la typologie des sources de pollutions et l'organisation actuelle et futur des flux dans le bassin versant et son réseau hydrographique. Les exportations traduisent des mécanismes d'acquisition et de transferts propres à chaque échelle d'étude (bassin versant amont agricole et bassin versant aval périurbain et agricole). La relative complexité d'un tel système explique les difficultés rencontrées pour analyser les processus de transferts puis modéliser ces exportations et rendre généralisable l'approche méthodologique.

2.1 Relations amont-aval : impacts sur les mécanismes d'exportations.

A deux échelles différentes, les bassins versants d'études sont donc soumis à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour le bassin versant amont de l'Albenche et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour le bassin versant de la Deysse (à l'aval). Pour chaque niveau d'organisation du bassin versant, les mécanismes clés qui gouvernent l'acquisition et le transfert de la charge en phosphore des 'zones sources' vers l'exutoire du bassin diffèrent. Selon un gradient amont-aval marqué par des apports croissants de pollutions ponctuelles, les régimes d'exportations sont contrôlés par :

- <u>l'hydrologie et l'hydromorphologie</u>: pour les bassins amont comme l'albenche, l'extension spatiale et temporelle de zones de saturation des sols (zones à sources variables (VSA)), et un transfert rapide des écoulements liés aux conditions géomorphologiques et géologiques du terrain, organisent les régimes d'exportations du phosphore (Pezet et al., 2013). A l'échelle du bassin de la Deysse, l'organisation du territoire favorise les phenomènes de zones tampons (forêts et plaine alluviale, zones ripariennes, annexes hydrauliques des cours d'eau, marais) qui modifient les transferts d'eau et de matières (sédiments, nutriments, bactéries) en favorisant les phénomènes de stockage et de gestion des restitutions au sein du cours d'eau (Viaud et al., 2005; Schmalz et al. 2008, Dorioz et al. 2011). En revanche, la périurbanisation des bassins versants diminue les temps de transferts notamment lors de crue de périodes non saturées (orages estivaux) et diminu les effets tampons.
- <u>la dynamique hydro-sédimentaire</u>: le bassin amont est marqué par des apports importants de matière en suspension (principalement issue des berges et du lit du cours d'eau) à fort pouvoir fixateur (Poulenard et al., 2007). Le bassin versant de la Deysse est marqué par des mécanismes de reprise de sédiments du lit du cours d'eau. Ceux-ci proviennent de l'érosion diffuse des zones de stockages distribuées dans le paysage. Pour ce bassin versant, le flux de phosphore total est principalement contrôlé par ces mécanismes de reprise de sédiments stockés dans la rivière et par les spéciations de formes de phosphore qui s'opèrent au sein du réseau hydrographique. La zone de plaine agricole et de marais, joue également un rôle important sur la dynamique de rétention-restitution du phosphore et notamment du phosphore dissous par des phénomènes de solubilisation et de métabolisation (Reddy et al., 1999).

2.2 Relations amont-aval : modélisation des transferts de phosphore

Afin de mieux représenter certains processus hydrologiques et certains mécanismes jouant un rôle important dans l'acquisition et le transfert de la charge en matières en suspension et phosphore, des développements spécifiques sur la modélisation sont apportés pour le bassin versant de l'Albenche (Pezet et al, 2013) et pour le bassin versant de la Deysse.

Pour le bassin versant de l'Albenche, sur la base de travaux récents (Schneiderman et al., 2007, Easton et al., 2008) le modèle est adapté pour mieux tenir compte de la distribution dans l'espace et dans le temps des « zones à sources variables » (surfaces génératrices de ruissellements par saturation en eau des sols (Merot, 1988, Steehnuis et al., 1995)) et leurs impacts sur la mobilisation et le transfert de phosphore issue des « zones sources critiques » (ces sources combinent des stocks - du phosphore mobilisable par exemple - et un vecteur qui est le ruissellement de surface dans le cas présent (Gbureck et al., 2002, Heathwaite et al., 2005, Trevisan et al., 2010)). Dans un deuxième temps une amélioration est également apportée pour mieux simuler les flux de phosphore particulaire à partir du modèle d'érosion et de transport sédimentaire de SWAT. Cette dernière amélioration porte sur la prise en compte de la concentration en phosphore particulaire des différentes sources de matières en suspension (matériaux des berges, matériaux du lit de la rivière et du sol du bassin versant) dans le calcul du flux de phosphore particulaire à l'exutoire. Ces progrès, sur la prise en compte des « zones sources variables » et des « zones sources critiques » permettent d'apporter une nette amélioration sur la détermination puis la prédiction des flux de phosphore, dans le contexte spécifique du bassin versant de l'Albenche.

Pour le bassin de la Deysse, la régulation des flux de nutriments par des mécanismes hydrologiques mais aussi des phénomènes biotiques et abiotiques est relativement bien identifiée dans la littérature (Withers and Jarvie, 2008). La représentation de ces processus in stream n'est pas souvent prise en compte ou bien mal prise en compte dans les méthodes de calcul des pollutions diffuses. Certaines méthodes, relativement fiables et robustes dans un contexte donné, sont basées sur des modèles empiriques de répartition des flux (Pilleboue, 1987; Bowes et al., 2010 ; Jarvie et al., 2010). D'autres méthodes sont basées sur des modèles de bassin versant, semi-distribués ou distribués (SMDR, Hively et al., 2006 ; SWAT Neitsch et al., 2002 ; MIKE SHE Refsgaard et al., 1999). Nous avons développé, sur la base des travaux de Trevisan et al. (2012), une approche spécifique de modélisation pour le bassin versant de la Deysse. Cette approche est développée pour rendre compte partiellement des processus complexes et transitoires de dépôts, mobilisations, transferts des sédiments dans les cours d'eau, ainsi qu'une appréciation des phénomènes de rétention-désorption et de spéciation des différentes formes du phosphore. L'approche développée permet une nette amélioration de l'estimation des flux de phosphore à l'exutoire de la Deysse. Cependant pour certaines crues estivales de faibles débits ainsi que pour certaines crues de reprise hydrologique de 2009, le modèle développé sous estime encore les flux. C'est pendant ces périodes que les processus de rétentions du phosphore sur la phase solide sont les plus complexes, car ils sont également contrôlés par des processus biologiques (Withers et Jarvie, 2008). Les résultats du modèle laissent donc supposer qu'une fraction du phosphore remobilisable n'est pas simulée,

notamment en lien avec des processus physiques de dispersion ou des processus biologiques (Nemery et al., 2004 ; Trevisan et al., 2012). Radcliffe et al. (2009) soulignent l'intérêt de mieux modéliser ces interactions dans les modèles de pollutions diffuses.

3- Mesures d'atténuations de pollutions diffuses agricoles

Des synthèses récentes sur les stratégie de luttes contre les pollutions diffuses agricoles, sont disponibles à l'échelle Européenne (COST, 869 – Schoumans et al., 2011) et à l'échelle Internationale (DIPCON, 2010 – van Bochove et al., 2011). Concernant le phosphore, ces synthèses rappellent les efforts réalisés sur la gestion des pollutions urbaines et agricoles sur les 30 dernières années mais soulignent également l'émergence de nouvelles attentes des gestionnaires de milieux aquatiques. Outre a demande de déterminer l'origine des pollutions diffuses et la partition avec les pollutions ponctuelles, les gestionnaires demandent donc aux scientifiques de proposer des nouveaux diagnostics permettant d'orienter généralement le décideur sur :

- des méthodes de prédiction des flux en fonction de différentes évolutions (évolutions des pratiques agricoles, évolutions des modes d'occupation des sols, évolutions climatiques...). Ces méthodes de prédictions doivent tenir compte des processus et des mécanismes de mobilisation et d'atténuation de ces flux à l'échelle du bassin versant (évaluation des zones sources critiques, pertinence des zones tampons)
- des mesures opérationnelles d'atténuations des flux qui répondent aux contraintes de leur territoire en terme d'organisation physique (actions de réduction des flux à la source et au sein du bassin versant, sensibilité des milieux récepteurs) mais aussi socio-économiques (organisation des activités au sein du bassin versant, balances économiques et financières des enjeux de luttes contre les pollutions diffuses agricoles et des pollutions urbaines).

Les modèles sont des outils potentiellement performants pour tester des scénarios d'incidence de forçages externes (eg. précipitation, améliorations des systèmes de traitement des eaux urbaines, évolutions des utilisations des sols) sur les régimes d'exportations des flux de phosphore (Krysanova et Arnold, 2008; Bowes et al., 2010; Schoumans et al., 2011; Bowes et al., 2012). Il apparaît que si certaines pratiques agricoles peuvent impliquer de nettes variations des flux annuel simulés, les régimes de précipitations apparaissent cruciaux dans l'importance, la spéciation et la répartition temporelle des flux de phosphore émis vers le milieu récepteur (Hahn, 2012). En ce sens, certains modèles dont la discrétisation spatiale est suffisante, permettent d'établir des cartes des émissions de polluants. Pour le cas du bassin versant de l'Albenche, le modèle SWAT-multiVSA nous permet de cartographier l'évolution spatiale et temporelle des zones sources critiques (Figure 4-1). On constate que beaucoup de ces zones qui croise activité hydrologique et apports de phosphore (fertilisation) sont dans des parcelles agricoles.



Figure 4-1 : Cartographie des exportations d'orthophosphates (SRP –soluble reactive phoshporus) pour deux états contrastés (SSC summer = état non saturé et SSC winter = état saturé) du bassin versant de l'Albenche. Le mode d'occupation des sols est présenté sur la carte du bas.

A partir de ce constat, certaines préconisations d'usage des sols pourraient être rendues (eg. limiter les épandages dans les zones VSA). Les modèles sont utilisés comme outils d'aide opérationnels pour mener des actions préventives ou correctives (Michaud et al., 2007 ; Schoumans et al., 2011).

Cependant l'efficacité de certains diagnostics techniques (et outils techniques) peut se heurter à la complexité des usages des sols et à leur conciliation. Cela relève du gestionnaire et des bureaux d'étude qu'il mandate d'évaluer la rentabilité socioéconomique des actions menées (eg. vaut-il mieux continuer à investir dans la maîtrise des sources ponctuelles ou amorcer des politiques de concertation sur la gestion des pollutions diffuses à l'échelle d'un territoire). Ces questions se posent pour d'autres territoires ou la protection de la qualité de l'eau devient un enjeu d'importance capitale. Ainsi un ensemble de mesures opérationnelles de réduction des pollutions diffuses agricoles est détaillé dans les travaux du COST (action 869 – Schouman et al., 2011) qui font figure de référence sur les diagnostics et les moyens d'atténuation des pollutions diffuses agricoles. Ces mesures portent sur des méthodes actives de réduction des flux à la source (pratiques agricoles, gestion des systèmes fermiers) mais également sur des méthodes passives de gestion des transferts dans le paysage (portant sur les flux d'eau, de matière en suspension et sur les nutriments). Nous proposons un ensemble de mesures (Tableau 4-1) basées sur les travaux du COST et pertinentes au regard du contexte étudié. Certaines actions d'atténuation des émissions de pollutions diffuses trouvent un écho particulier dans le contexte d'étude. La mise en place d'une stratégie de limitation à la source mais également d'atténuation des flux au sein du territoire par des pratiques ciblées doit être réfléchie par rapport au changement d'échelle, d'organisation du territoire et par rapport aux mécanismes clés d'exportations.

Pour le bassin versant de l'Albenche, les actions porteront donc principalement sur la répartition spatiale et temporelle des régimes de fertilisations (source majoritaire de flux de phosphore). Ces actions pourront également porter sur une réduction des émissions de phosphore des exploitations agricoles (déconnexion des eaux de lavages des aires d'exercices, mises aux normes des capacités de stockage des effluents).

Pour le bassin versant de la Deysse, les régimes d'exportations sont principalement marqués par les processus in stream et le rôle tampon de la plaine alluviale. Les actions porteront plutôt sur la gestion des dynamiques hydrologiques et hydrauliques. Des mesures de restaurations des cours d'eau (renaturation du lit mineur, reméandrage), de réactivations d'annexes hydrauliques et gestion ou restaurations de la ripisylve et de zones de marais, permettent in fine d'augmenter le temps de résidence de l'eau dans l'écosystème qui est le principal facteur dans la rétention des nutriments (De Klein and Koelmans, 2010) mais elles ont également un bénéfice environnemental certain (Kronvang et al., 2009) et un bénéfice sur la spéciation et la transformation des nutriments (prélevement par la végétation, transformation biogéochimique comme la sorption ou la dénitrification).

Enfin, l'impact potentiel des crues n'est pas le même selon l'époque de transfert. Les conséquences sont différées pour les crues du régime de transition et du régime hivernal : le phosphore n'est majoritairement pas directement biodisponible et est principalement stocké et utilisé au printemps suivant (Jordan-Meille et al., 2007). Les crues de période estivale ont quand à elles une importance particulière car elles interviennent à une période où la biomasse utilise directement les entrées de phosphore et pour lesquelles les flux de phosphore sont majoritairement biodisponibles. La tendance à l'imperméabilisation des surfaces du bassin versant favorise donc ces exportations lors de périodes de forte réceptivité de l'écosystème lacustre. Il est donc capitale de restaurer les fonctionnalités de zones tampons dans le continuum sources-milieu récepteur.

| échelles d'action | effets sur P et N | mesures d'atténuation |
|----------------------------|--|---|
| exploitation agricole | diminuer les sources | réduction des rejets des eaux de lavages |
| | diminuer les sources | mise aux normes des installations de stockage des effluents |
| interface parcelle/rivière | diminuer les sources | protection des accès à la rivière |
| | augmenter la rétention | création/restauration des zones tampons |
| | augmenter la rétention | création/restauration de la ripisylve |
| bassin versant | diminuer les sources | modification des pratiques de fertilisation (zones sources critiques) |
| | diminuer les sources ralentir les transferts | limitation de l'augmentation des surfaces imperméabilisées |
| | diminuer les sources | utilisation secondaire des effluents (méthanisation) |
| | rétention et transformation | création/restauration de zones tampons |
| rivière/corridor fluvial | rétention et transformation | création/restauration des annexes hydrauliques, |
| | rétention et transformation | réstauration/renaturation du lit mineur du cours d'eau |
| | rétention et transformation | stabilisation des berges des cours d'eaux |
| | rétention et transformation | réstauration des zones humides |

Tableau 4-1 : Echelles d'action, mesures d'atténuation et effets attendus sur P et N des options de contrôle de la qualité des eaux appliquées au bassin versant du Bourget (d'après Dorioz et al., 2011 et Schoumans et al, 2014)

4Perspectives d'applications de l'outil de modélisation : changements d'usage des sols et évolutions climatiques

Les perspectives d'applications d'un outil de modélisation bien adapté au contexte d'étude sont nombreuses. SWAT est actuellement de plus en plus utilisé comme un outil de planification et de gestion des usages des bassins versants (Douglas-Mankin et al., 2010). Pour certains développements dont SWAT-VSA ou SWAT-mVSA, le modèle permet de travailler sur la localisation et la gestion des zones sources critiques. SWAT est également de plus en plus utilisé pour estimer l'impact des changements climatiques sur les réponses hydrologiques des bassins versants et les exportations à leur exutoire (eau, sédiments, nutriments, pesticides, bactéries) (Rhaman et al., 2010 ; Nunes et al., 2013).

En perspective, pour nos bassins versants d'étude, le modèle peut servir d'outil de réflexion et de gestion en réponse à certains forçages.

Par exemple, pour évaluer l'influence de certaines évolutions climatiques, des simulations de l'impact de l'évolution des régimes de précipitation sur les exportations de phosphore à l'exutoire du bassin versant de la Deysse ont été réalisées. A cette fin, les données d'entrées climatiques du modèle ont été modifiées (précipitation, température, évapotranspiration). Nous avons injecté dans le modèle les données climatiques d'années « sèches » et d'années « humides » en se référant à la normale interannuelle des précipitations sur 1974-2010. Les utilisations des sols, les pratiques agricoles, les pratiques de fertilisations ainsi que les sources de pollutions ponctuelles sont identiques à celles paramétrées pour les périodes de calibration et validation du modèle sur l'année 2010.

Le cumul annuel de précipitations pour les différentes années simulées et les flux de PO_4 simulés sont reportés au tTableau 4-2. Pour ces différentes années les flux de phosphore total varient d'un facteur supérieur à 4, le minimum de pollution diffuse est simulé pour l'année la plus sèche avec moins d'une tonne de PO_4 exportée vers le lac. A l'inverse la valeur maximale de 4 tonnes est obtenue pour l'année 1999 qui présente un excédent de précipitation de 25 % par rapport à la moyenne 1974/2010.
| | 1999 | 2003 | 2008 | 2010 |
|-------------------------|------|------|------|------|
| flux de PO4 (tonne) | 4 | 0,9 | 2,8 | 1,3 |
| flux de Ptot (tonne) | 14 | 4,7 | 10 | 7 |
| volume (hm3) | 47,4 | 19,3 | 37,6 | 29,2 |
| précipitations (mm) | 1580 | 890 | 1250 | 1050 |

Tableau 4-2: Flux de phosphore (orthophosphates : PO_4 et phosphore total : Ptot en tonnes simulés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse pour 1999, 2003, 2008 et 2010 (cette dernière est l'année de validation du modèle). Ces flux sont comparés aux précipitations et volume d'eau écoulé à l'exutoire du bassin versant.

On peut penser que, à pratiques agricoles identiques, l'acquisition de la charge en phosphore particulaire des eaux, qui résulte de leur capacité à mobiliser des particules (arrachement, érosion en nappe ...) mais aussi de la concentration et du degré de fixation du phosphore sur ces particules (fonction de la granulométrie et minéralogie des particules – Poirier et al., 2012), est principalement fonction du régime hydrologique.

Par ces tests, nous voyons que les évolutions climatiques et notamment les évolutions des régimes de précipitations testés, ont un impact important sur les régimes d'exportations à l'exutoire. Ce test pourra être mené sur la base des scénarios des instances spécialisées sur les tendances climatiques à venir.

On peut s'attendre à une baisse tendancielle des cumuls de pluie, ce qui conduirait à penser que l'on aura une baisse des flux de phosphore. Mais on peut s'attendre également à une hausse des événements climatiques de fortes intensités. Or tout laisse à penser que ce sont les gros épisodes pluvieux qui conduisent aux principaux flux de phosphore. L'impact du réchauffement climatique pourrait être dans un tel contexte une plus grande hétérogénéité des flux de phosphore et de transport solide, ce qui impactera par contre coup la qualité des eaux du lac du Bourget.

Ces tests permettent de dessiner des avenirs potentiels, mais ils sont réalisés à pratiques culturales stables. Or celles-ci ainsi que les modes d'occupation des sols constituent des enjeux à la fois au niveau économique et par leur impact sur l'environnement. Le modèle développé peut être ainsi également utilisé pour tester des scénarios d'évolution des pratiques agricoles ou des modes d'occupation des sols. A titre d'exemple, et en considérant les résultats de certains travaux sur la mobilisation du phosphore dans des contextes de bassin versant de moyenne montagne et d'agriculture d'élevage en prairie (Hahn et al., 2012), nous pouvons tester l'impact des régimes de fertilisants organiques sur les exportations de phosphore. Hahn et al (2012) montrent, pour des bassins versants Suisses en prairies pâturées, que les exportations de phosphore sont contrôlées par les régimes de précipitations mais également par la richesse des sols en phosphore. Cette hypothèse pourrait être étudiée avec SWAT, en analysant l'évolution simulée de la concentration du phosphore total dans le sol.

La perspective affichée ici est de tester l'effet potentiel d'actions envisagées par le gestionnaire, et d'accompagner ainsi la constitution d'un plan d'action visant à la réduction des flux de phosphore parvenant au lac du Bourget. Cette perspective confirme qu'en plus de l'amélioration des connaissances scientifiques et du diagnostic du fonctionnement des bassins versants du lac du Bourget, l'outil développé pourra aussi être utile à la gestion du bassin versant.

BIBLIOGRAPHIE

Abbaspour K.C., Yang J., Maximov I., Siber R., Bogner K., Mieleitner J., Zobrist J., Srinivasan R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. Journal of Hydrology 333, 413-430.

Abbott M.B., Bathurst J.C., Cunge J.A., O'Connell P.E., Rasmussen P.E. (1986). An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen, "SHE": history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. Journal of Hydrology . 87, 45-59

Agnew LJ, Lyon S, Gérard-Marchant P, et al. (2006). Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging science and application. Journal of Environmental Management 78: 64–76.

Allen P.M., Arnold J.G., and Skipwith W. (2008). Prediction of channel degradation rates in urbanizing watersheds. Hydrological Sciences Journal. 53 :5, 1013-1029 Ambroise B. (1998). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieux tempéré : 1-processus et facteurs. Revue des Sciences de l'Eaux 4, 471-495.

Ambroise B. (1999a). La dynamique du cycle de l'eau dans un basin versant: processus, facteurs, modèles. Editions HGA, Bucarest, 200p

Ambroise B. (1999b). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieux tempéré : 2-modélisation systémique et dynamique. Revue des Sciences de l'Eaux 12, 123-153

Arnold J.G, Williams J.R., Nicks A.D., and Sammons N.B. (1990). SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A&M Univ. Press, College Station, TX.

Arnold J.G, Allen P.M., Bernhardt G. (1993). A comprehensive surface–groundwater flow model. Journal of Hydrology 142: 47–69.

Arnold, J.G., Allen P.M., Muttiah R., and Bernhardt G. (1995). Automated base flow separation and recession analysis techniques. Ground Water 33(6): 1010–1018.

Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah, and J. R. Williams. (1998). Large-area hydrologic modelling and assessment: Part I. Model development. Journal of American Water Resources Association. 34(1):73-89.

Arnold J.G, Allen P.M. (1999) Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. Journal of the American Water Ressources Association. 35(2):411-424

Arnold J.G. and N. Fohrer. (2005). SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. Hydrological Processes. 19(3): 563-572.

Bagnold R.A. (1977). Bedload transport in natural rivers. Water Ressources Research. 13:303-312

Balland. P. (1976). Le lac du Bourget : exemple de lutte contre l'eutrophisation. CTGREF, Grenoble, pp. 323-340

Balvay G. (1968). Aperçu sur l'état des trois grands lacs savoyards. Revue de l'Institut. Pasteur Lyon 1:431-441

Barroin, G. (1995). Les phosphates ou comment manipuler la science. La Recherche, 281 : 56-60

Barroin, G. (1999). Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Les Etudes des Agences de l'Eau, N°62 : 215 p.

Beasley D.B., Huggins L.F., and Monke E.J. (1980) ANSWERS: A model for watershed planning. Transaction of ASAE 23(4) :938-944

Beaudin I., Deslandes J., Michaud A.R., Bonn F. et Madramootoo C.A (2006). Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore du bassin versant de la Rivière aux Brochets, sud du Quebec. Partie 1. Paramétrage, calibration et validation du modèle SWAT Agrosolution, vol. 17 (1) 4-20

Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G. and Saget A. (1998). Distribution of polluant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. Water Research. Vol. 32, n°8. pp. 2341-2356.

Beven K.J and M.J. Kirkby. (1979). A physically Based, Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. Hydrological Sciences Bulletin 24:43-69

Boiffin J., Papy F., Eimberck M. (1988) Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentre. Analyse des conditions de déclanchement de l'érosion. Agronomie. 8,8,663-673.

Boithias, L., S. Sauvage, L. Taghavi, G. Merlina, J.L. Probst, and J.M. Sánchez Pérez. (2011). Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. Journal of Hazardous Materials. 196: 210–219.

Boithias, L., R. Srinivasan, S. Sauvage, and J.M. Sánchez Pérez. (2012). Daily nitrate losses: implication on long term river quality in an intensive agricultural catchment (south-western France). Journal of Environmental Quality.

Borah D.K., and Bera M. (2003). Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: review of Mathematical Bases. Transactions of the ASAE. 46,1553-1556.

Borah D.K., and Bera M. (2004). Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: review of applications. Transactions of the ASAE. 47,789-803.

Bougeard M., Le Saux J.C., Pérenne N., Baffaut C., Robin M., Pommepuy M. (2011). Modelling of Escherichia coli Fluxes on a Catchment and the Impact on Coastal Water and Shellfish Quality JAWRA Journal of the American Water Resources Association. 47(2), 350–366

Boutin C., Duchène Ph., Liénard A., (1998). Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, Documentation technique FNDAE n°22, CEMAGREF Editions.

Bowes M.J, House W.A., Hodgkinson R.A. (2003). Phosphorus dynamics along a river continuum. Science of the total environment, 313:199-212

Bowes M.J, Leach D.V., House W.A.(2005). Seasonal nutrient dynamics in a chalk stream: the River Frome, Dorset, UK. Science of the Total Environment. 336:225-241

Bowes, M.J., Smith, J.T, Jarvie, H.P, Neal, C. (2008). Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. Science of the total Environment, 395, 125-138.

Bowes MJ, Neal C, Jarvie HP, Smith JT and Davies HN. (2010). Predicting phosphorus concentrations in British rivers resulting from the introduction of improved phosphorus removal from sewage effluent. Science of the Total Environment 408, 4239-4250.

Bowes MJ, Gozzard E, Johnson AC, Scarlett PM, Roberts C, Read DS et al. (2012). Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? Science of the Total Environment 426, 45-55.

Bravard, J.P., Petit. F. (2002). Les cours d'eau, dynamique du système fluvial. Armand Colin, Paris, 222p

Brown, C.L. and Barnwell, T.O. Jr., (1987), The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual: Athens, Georgia, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, EPA/600/3-85/040, 455 p.

Bryhn A.C., Girel C., Paolini G., Jacquet S. (2010). Reconstructing historical phosphorus loadings and predicting future effects from nutrient abatement and climate change on phosphorus concentrations in the largest natural French lake (Lake Bourget). Ecological Modelling. 221, 1440-1450

Bürher H. & Wagner G. (1982). Die Belastung des Bedensees mit Phosphor und Qtickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff in Abflussjahr 1978/1979. Bericht der Internationale Gewässerschutzkom mission für den Bodensee. no. 28.1982

CEMAGREF (1985a). Le lac du Bourget (Savoie). Synthèse des études CEMAGREF. Rapport DQEPP Lyon, 15p.

CEMAGREF (1985b). Le lac du Bourget (Savoie). Étude 1983. Rapport DQEPP Lyon, 123p.

CEMAGREF (1990). Lac du Bourget. Étude 1988-1989. Rapport DQEPP Lyon, 54p.

Cerdan O., Govers G., Le Bissonnais Y., Van Oost K., Poesen J., Saby N., Gobin A., Vacca A., Quinton J., Auerswald J., Klik K., Kwaad F.J.P.M., Raclot D; Ionita I., Rejman J., Rousseva S., Muxart T., Roxo M.J., Dostal T., (2010). Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data, Geomorphology 122, 167-177.

Chanasyk D.S., Mapfumo. E and Willms. W. (2003). Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds. Agricultural Water Management. 59(2): 137-153.

Chapron E (1999) Contrôle climatique et sismo-tectonique de la sédimentation lacustre dans l'Avant Pays Alpin (lac du Bourget) durant le Quaternaire récent. Géologie Alpine, Mémoire H.S. 30.

Charnay B. (2010). Pour une gestion intégrée des ressources en eau sur un territoire de montagne : le cas du bassin versant du Giffre (haute-savoie). Thèse de doctorat en géographie. Ecole doctorale SISEO. Université de savoie, 503 pp.

CISALB (2002). Contrat de bassin versant du Lac du Bourget. Rapport Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget 104p

CISALB (2004). Suivi Leysse – Sierroz. Rapports technique du suivi Leysse-Sierroz. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 31p.

CISALB (2005). Suivi Leysse – Sierroz. Rapports technique du suivi Leysse-Sierroz. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 23p.

CISALB (2006). Suivi Leysse – Sierroz. Rapports technique du suivi Leysse-Sierroz. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 50p.

CISALB (2007). Suivi Leysse – Sierroz. Rapports technique du suivi Leysse-Sierroz. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 70p.

CISALB (2008). Suivi Leysse – Sierroz. Rapports technique du suivi Leysse-Sierroz. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 42p.

CISALB (2011). 2nd Contrat de bassin versant du Lac du Bourget. Contrat 2011-17. Dossier définitif. Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget. 123p

Cizabuiroz E. et Garin M. (2010). Cartographie des sols et des formations superficielles- Mémoire de stage de master 1ème année. Master EPGM ; Université de Savoie. 44pp

CPNS (2010). Conservatoire des Patrimoine Naturel de la Savoie - inventaire des zones humides de l'Albanais.

CTGREF (1975). Charges en fertilisants des principaux tributaires du lac du Bourget, juillet 73-décembre 74. Station d'études hydrobiologiques d'Aix-les-Bains. 7 fascicules : 86p., 141p., 80p., 26p., 42p., 68p., et 144p.

CTGREF (1978). Surveillance physico-chimique du lac du Bourget et de ses apports. Station d'études hydrobiologiques d'Aix-les-Bains, 119p.

CTLB (1994). Lac du Bourget. Suivi allégé 1991-1992-1993. Rapport 16p.

Cunge, J.A. (1969). On the subject of a flood propagation computation method (Muskingum Method). Journal of hydraulogical Ressources. 7(2):205-230.

Curie F. (2006). Rétention de nitrates dans les zones humides riveraines : rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologiques et biogéochimiques. Approche multi échelle dans le bassin de la Seine. In UMR Sisyphe. Université Paris 6 : Paris ; 200 pp

Curie, F., Ducharne, A., Sebilo, M. et Bendjoudi, H. (2009). Denitrification in a hyporheic riparian zone controlled by river regulation in the Seine river basin (France). Hydrological Processes, 23(5):655_664.

Cuypers Y., Vinçon-Leite B., Groleau A., Tassin B., Humbert J.F. (2011). Impact of internal waves on the spatial distribution of Planktothrix rubescens (cyanobacteria) in an alpine lake. The ISME Journal 5, 580-589.

Cosandey C., Bigot S., Dacharry M., Gille E., Laganier R., Salvador P.G. (2003). Les eaux courantes, géographie et environnement. Belin Sup, Paris, 240 p

Debele, B., R. Srinivasan, and J.Y. Parlange. (2008). Hourly Analyses of Hydrological and Water Quality Simulations Using the ESWAT Model. Water Resour. Manage. 23(2): 303–324.

De Klein J.J.M. and Koelmans, A.A (2010). Quantifying seasonal export and retention of nutrients in lowland rivers at catchment scale. Hydrological Processes. In press.

de Marsily G. (1981). Hydrologie quantitative. Masson. Paris. 215 p

de Marsily G. (2006). Les eaux continentales. EDP Sciences, Les Ulis, 356 p.

Direction Départementale de l'Agriculture de la Savoie – DDA (1980). Études des ressources en eau de l'Albannais. 30p

Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A. (1989). Phosphorus dynamics in watersheds : role of trapping process in sediments. Wat. Res. 23, 147-158

Dorioz J.M.et Ferhi A. (1994). Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. Water Research, vol. 28, 2, 395-410.

Dorioz J.M, Pelletier J, Benoit P., (1998a). Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France) Water Research, vol. 32, n°2, p.275-286.

Dorioz J.M., Cassel, E.A., Orand A., and Eisenman K.G. (1998b). Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. Hydrological processes, vol 12, 285-309

Dorioz J.M. et Trevisan D. (2002). Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'experience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale. IRDA Quebec Agrosols, 12, 2, 85-97.

Dorioz J.M., Quetin P., Lazzarotto J. et Orand A., (2004).- Bilan de Phosphore d'un bassin versant du lac Léman : conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. Rev. Sci. Eau, n°17(3), p. 329-354

Dorioz J.-M., Wang D., Poulenard J., et Trevisan D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes, in France. Agric. Ecosyst. Environ., 117, p. 4-

Dorioz J.-M., (2007). Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus et phosphoré dans les bassins versants agricoles. Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. Etud. Gest. Sol., 14, 4, p. 249-266.

Dorioz J.-M. et Poulenard J., (2007). Le système de transfert du phosphore dans les bassins - versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation de sols. Océanis, 33, 1-2, p. 123-145.

Dorioz J.-M. et Trevisan D., (2007). Le transfert diffus du phosphore dans les bassins versants agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. Ingénieries. N° spécial p. 27-47.

Dorioz J.M., Aurousseau P., Bourrié G. (2007). Le phosphore dans l'environnement: bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale. Océanis, 33, 1-2.

Dorioz J.-M., Gascuel-Odoux C., Merot P. and D. Trevisan. (2011). Landscape control on diffuse pollution: a critical review on some investigations on phosphorus – retaining landscape features, pp 141-154. In van Bochove, E, P.A. Vanrolleghem, P.A. Chambers, G. Thériault, B. Novotná and M.R. Burkart (eds.), 2011. Issues and Solutions to Diffuse Pollution: Selected Papers from the 14th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group, DIPCON 2010. Conférence sur la pollution diffuse 2010 inc., Québec, Québec, CANADA. 495 pages.

Douglas-Mankin K.R., Srinivasan R., Arnold J.G. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: Current Developments and Applications. (2010). Transaction of the ASABE. American Society of agricultural and Biological Engineers. Vol.53(5): 1423-1431

Due B., Saleh A., Jaynes D.B., Arnold J.G. (2006). Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in watershed with tiles and potholes Transaction of the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE), 49, pp. 949–959

Dunne T, Black RD. (1970). Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. Water Resources Research. 6: 1296–1311

Dunne T, Moore TR, Taylor CH. (1975). Recognition and prediction of runoffproducing zones in humid regions. Hydrol. Sci. Bull. 20:305–27

Duvernoy I., (2002)- Espace agricole périurbain et politiques communales d'aménagement. Cybergéo, n°208. 14p.

Easton Z.M, Fuka D.R, Walter M.T, Cowan D.M, Schneiderman E.M, Steenhuis T.S. (2008). Re-conceptualizing the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. Journal of hydrology 38(3):279-291

Easton Z.M, Walter M.T, Fuka D.R, White E.D and Steenhuis T.S. (2011). A simple concept for calibrating runoff thresholds in quasi-distributed variable source area watershed models Hydrological Processes 25: 3131–3143

Eckhardt K. and Arnold J.G (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. Journal of Hydrology. 251. 103-109

Edwards A.C., Hooda P.S. (2007) Farmyard point discharges and their influence on nutrient and labile carbon dynamics in a second order stream draining through a dairy unit. Journal of Environmental Management. 87:591-9

Elser J.J. and Benett E.M., (2011). A broken biogeochemical cycle. Nature 478:29-31 Invited Commentary.

European Environment Agency - EEA. (2010). http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nitrogen-and-phosphorus-in-rivers

European Union Directive (1991) - 91/271/EEC

European Union Directive (1991) - 91/676/EEC

European Union Directive (2000) -2000/60/EEC

European Parliament (2012). On the proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council amending Regulation (EC+) No 648/2004 as regards the use of phosphates and other phosphorus compounds in household laundry detergents. JO L 094 30.03.2012, p. 0016

Even S. (2004). Modélisation du cycle du carbone organique le long du continuum rivière-estuaire-milieu côtier. Exemple d'un système fortement anthropisé : la Seine. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches : Université Pierre et Marie Curie. 95p.

Fardeau J.C. et Conesa A.P. (1994). Le phosphore : pédologie Tome 2. Constituants et propriétés du sol. Edition B Bonneau, M Souchier. pp. 649-658.

Farhni H.P. (1982). Essais de modélisation de la relation entre charge et débit des affluents du lac Léman. Document de l'Office Fédéral de la Protection de l'Environnement.

Ferrant, S., F. Oehler, P. Durand, L. Ruiz, J. Salmon-Monviola, E. Justes, P. Dugast, A.Probst, J.L. Probst, and J.M. Sánchez-Pérez. (2011). Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modelling approaches. J. Hydrol. 406: 1–15.

Frankenberger J.R., Brooks E.S., Walter M.T., Walter M.F., Steenhuis T.S. (1999). A GIS-based variable source area model. Hydrological Processes 13(6): 804–822.

Garçon, R. (1996). Prévision opérationnelle des apports de la Durance à Serre-Ponçon à l'aide du modèle MORDOR. Bilan de l'année 1994-1995. La Houille Blanche 71–76.

Garen, D.C., and D.S. Moore. (2005). Curve number hydrology in water quality modeling: Uses, abuses, and future directions. Journal of American Water Resource Association. 41(2): 377-388.

Gascuel-Odoux C., Merot P., Durand P., Molenat J. (1999). Genèse des crues normales dans les petits bassins versants ruraux. La Houille Blanche. 7/8 :54-60.

Gascuel-Odoux C.; Merot P.; Dorioz, J. M., Massa F., Grimaldi, C., Poulenard, J. (2007). Role of grasslands in diffuse pollutions. Effect of location and of borders (hedgerows, lands put under grass, banks). Fourrages, 192, 409-422

Gascuel-Odoux C., Massa F., Durand P., Merot P., Troccaz O., Baudry J., Thenail C. (2009) A framework and tools for agricultural landscape assessment facing to the preservation of the water quality. Environmental management, 43, 921-935

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. ASABE, 50(4): 1211-1250

Gassman P.W., Arnold J.G., Srinivasan R., and Reyes M. (2010): The worldwide use of the SWAT Model: Technological drivers, networking impacts, and simulation trends, in: Proceedings of the Watershed Technology Conference, 21–24 February, American Society of Agricultural and Biological Engineers, Earth University, Costa Rica, St. Jospeh, MI, ASABE.

Gaultier V. (1994). Contribution à l'étude des échanges de phosphate à l'interface eau-sédiment en milieu fluvial. Évaluation des flux. Mesure des capacités de relargage et d'adsorption des sédiments. Application aux fleuves Seine et Charente. Thèse de doctorat de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon-CEMAGREF Lyon 305p

Gburek W.J., Drungil C.C., Srinivasan M.S., Needelman B.A., Woodward D.E. (2002). Variable-source-area controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. Journal of Soil Water Conservation 57: 534–543.

Gérard-Marchant P, Hively WD, Steenhuis TS. (2005). Distributed hydrological modeling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part I: distributed runoff generation. Hydrology and Earth Systems Science : 1537–1579

Gérard-Marchant, P., Hively, W.D., Steenhuis, T.S., (2006). Distributed hydrological modelling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part I: distributed runoff generation. Hydology Earth System Sciences 10, 245e261.

Gevaert V., Van Griesven A., Holvoet K., Seuntjens P. and Vanrolleghem P.A. (2008). SWAT developments and recommendations for modelling Agricultural pesticide mitigation measures in River basins. Hydrological Science-Journal. Special Issue: Advances in Ecohydrological Modelling with SWAT. 53(5):1075-1089.

Giguet-Covex C, Arnaud F., Poulenard J., Enters D., Reyss J.L., Millet L., Lazzarotto J., Vidal O., (2010). Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hardwater Lake Bourget, French Alps. J. Palaeolimol. 43:171-190.

Gineste P. (1998). Contribution de l'imagerie satellitaire Radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par Top-Model. ENGREF.250 p

Girard G., Morin G. et Charbonneau R., (1972). Modèle précipitation-débits à discrétisation spatiale, cahier ORSTOM, série hydrologique, Vol IX, n°4, pp 5-52

Gnouma, R. (2006). Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques: application au bassin versant de l'Yzeron. Thèse de doctorat de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, France, 14 Novembre 2006, 412 p.

Grabs T., Seibert J., Bishop K., Laudron. H. (2009). Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. Journal of Hydrology. 373: 15-23.

Green C.H., Van Griensven A. (2008). Autocalibration in hydrologic modelling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. Environmental Modelling and Software (23), p.422-434

Greene S., Taylor D., McElarney Y.R, Foy R.H, Jordan P. (2011). An evaluation of catchment-scale phosphorus mitigation using load apportionment modelling. Science of the Total Environment. 409 :2211-2221.

Grill.-J., Dorioz J.-M., Aurousseau P. (2007). Les zones tampons et la limitation de pollution des eaux de surface par le phoshore d'origine diffuse : fonctionnement, intérêt et limites. Océanis, 33, 1-2, p.241-260

Grizzetti, B., F. Bouraoui, K. Granlund, S. Rekolainen, and G. Bidoglio. (2003). Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. Ecol. Model. 169(1): 25-38.

Grizzetti, B., F. Bouraoui, and G. De Marsily. (2005). Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. Physics and Chemistry of the Earth 30(8-10): 508-517.

Groleau, A., Sarazin, G., Vinçon-Leite, B, Tassin, B. & Quiblier-Lloberas, C. (1999). Calcite precipitation and interaction with phosphorus cycle in Lake Bourget (France). In Armannsson H. editor, Geochemistry of the Earth Surface, pages 565-568, Rotterdam, Balkema.

Groleau, A., Sarazin, G., Vinçon-Leite, B,. Tassin, B. & Quiblier-Lloberas, C. (2000). Tracing calcite precipitation with specific conductance in a hardwater alpine lake (Lake Bourget). Water Research., 34(17):4151-4160.

Haggard BE, Sharpley AN. (2007). Phosphorus transport in streams: processes and modelling considerations. In: Radcliffe DE, Cabrera ML, editors. Modelling phosphorus in the environment. Boca Raton: CRC Press. p. 105–30.

Hahn, C., (2012). Phosphorus losses from grassland dominated catchments: modeling and experimental validation. Ph.D. thesis. ETH ZURICH, 113 p.

Hahn C., Prasuhn V., Stamm C., Schulin R., (2012). Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. Agriculture, Ecosystem and Environment vol. 153, 65-74

Haygarth PM, Jarvis SC. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soils. Adv Agron. 66:195–249.

Haygarth PM, Turner BL, Fraser AI, Jarvise SC, Harrod TR, Nash, et al. (2004). Temporal variability in phosphorus transfers: classifying concentration-discharge event dynamics. Hydrol Earth Syst Sci;8:88–97.

Haygarth P.M., Wood F.L., Heathwaite A.L., Butler P.J. (2005). Phosphorus dynamics observed through increasing scales in a nested headwater-to-river channel study. Science of the Total Environment 344 (2005) 83–106

Heathwaite A.L., Quinn P.F., Hewett C.J.M. (2005a). Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from Agricultural land using flow connectivity simulation. Journal of Hydrology 304, 446-461

Heathwaite, A.L., Dils, R.M., Liu, S., Carvalho, L., Brazier, R.E., Pope, L., Hughes, M., Philips, G., May, L., (2005b). A tiered risk-based approach for predicting diffuse and point source phosphorus losses in agricultural areas. Science of the Total Environment 344 (1–3), 225–239.

Hively W.D., Gerard-Marchandt P., Steenhuis T;S.(2006). Distributed hydrological modeling of Total dissolved phosphorus transport in an Agricultural landscape, part II: Dissolved phosphorus transport. Hydrology Hearth and Sciences 10:263-276

Horton RE. (1940). An approach toward a physical interpretation of infiltrationcapacity. Soil Science Society of America Proceedings 5: 399–417.

Houhou J., Lartiges B.S., Hofmann A., Frappier G., Ghanbaja J., Temgoua A. (2009)- Phosphate dynamics in an urban sewer : A case study of Nancy, France. Water Research. vol 43. p.1088-1100

House WA.(2003) Geochemical cycling of phosphorus in rivers. Appl. Geochem; 18:739–48.

House WA, Denison FH. (2002). Exchange of inorganic phosphate between river waters and bed-sediments. Environ Sci Technol; 36:4295–301.

Hubaut., E. (1947). Études thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). Ann. Ecol. Nat. Eaux et Forêts. 10.

Izaurralde, R.C., J.R. Williams, W.B. McGill, N.J. Rosenberg, and M.C. Jakas. (2006). Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against longterm data. Ecol. Model. 192(3-4): 362–384.

Jacquet, S., J.-F. Briand, C. Leboulanger, C. Avois-Jacquet, L. Oberhaus, B. Tassin, B. Vinçon-Leite, G. Paolini, J.-C. Druart, O. Anneville and J.-F. Humbert. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium Planktothrix rubescens following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). Harmful Algae 4:651-672

Jacquet, S. et 9 co-auteurs. (2007). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2006. Rapport INRA-CISALB, 132 p.

Jacquet, S. et 11 co-auteurs. (2008). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2007. Rapport INRA-CISALB, 162 p.

Jacquet, S. et 11 co-auteurs. (2009). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2008. Rapport INRA-CISALB, 204 p.

Jacquet, S. et 10 co-auteurs. (2010). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2009. Rapport INRA-CISALB, 186 p.

Jacquet, S. et 9 co-auteurs. (2011). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB,187 p.

Jacquet, S., et 15 co-auteurs. (2012). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. Rapport INRA-CISALB-CALB, 221 pages.

Jacquet, S. et 12 co-auteurs. (2013). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. Rapport INRA-CISALB,224 p

Jarvie HP, Neal C,Williams RJ, Sutton EJ, Neal M,Wickham HD, et al. (2002). Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. Science of the Total Environment; 282–283:175–203.

Jarvie H.P., Jurgens M.D., Williams R.J., Neal C., Davies J.J.L., Barett C., White J. (2005) Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: the Hampshire Avon and Herefordshire Wye. Journal of Hydrology 304, 51-74

Jarvie, H.P., Neal, C., Withers, P.J.A., Baker, D.B., Richards, R.P. and Sharpley, A.N. (2010). Quantifying phosphorus retention and release in rivers and watersheds using Extended Endmember Mixing Analysis (E-EMMA). Journal of Environmental Quality 40, 492-504.

Jenny JP, Arnaud F, Dorioz JM, Giguet Covex C, Frossard C, Sabatier P, Millet L, Reyss JL, Tachikawa K, Bard E, Pignol C, Perga ME (2013) A spatiotemporal

investigation of varved sediments highlights the dynamics of hypolimnetic hypoxia in a large hard-water lake over the last 150 years. Limnology and Oceanography. 58(4), 1395-1408.

Jeppesen E., Sondergaard M., Kronvang B., Jensen J.P., Svendsen L.M. and Lauridsen T.L., (1999). Lake and Catchment Managment in Denmark. Hydrobiologia 395/396, 419-432

Jha M., Pan Z., Takle E.S., and Gu R. (2004b). Impacts of climate change on streamflow in the upper Mississippi River basin: A regional climate model perspective. Journal of Geophysical Research. 109: D09105, doi:10.1029/2003JD003686.

Jordan-Meille L. (1998). Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique. Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.

Jordan-Meille L. et Dorioz J.M. (2004) Soluble phosphorus in an agricultural watershed. Agronomie, 24 p. 237-248

Jordan-Meille L., Trevisan D., Dorioz J.M. (2007). Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : le cas d'un bassin versant de la région Lémanique et sa portée générale. Océanis, 33, 1-2, p. 183-206

Jung S, Arnaud F, Bonte P, Chebbo G, Lorgeoux C, Winiarski T et Tassin B. (2008), Temporal evolution of urban wet weather pollution: analysis of PCB and PAH in sediment cores from Lake Bourget, France, Water Sci. and Technol. 57. pp. 1503-1510.

Jung S. (2009). Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil). Thèse Université Paris Est. 276p.

Karl D.M. (2000). Phosphorus, the staff of life. Nature 406: 31-32.

Kim J.W., Pachepsky Y.A., Shelton D.R., Coppock C. (2010). Effect of streambed bacteria release on E. coli concentrations: Monitoring and modeling with the modified SWAT. Ecological Modelling 221. 1592–1604

Kingston, D.G. and Taylor, R.G. (2010). Projected impacts of climate change in groundwater and stormflow in a humid tropical catchment in the Upper Nile Basin, Hydrology and Earth System Sciences, 14, 1297-1308.

Knissel, W. G. (1980). CREAMS, a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Research Report No. 26. Washington, D.C.: USDA.

Kronvang, B., Vagstad, N., Behrendt, H., Bogestrand, J., and Larsen, S. E. (2007): Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview, Soil Use Manage., 23, 104–116.

Kronvang B., Hoffman C.C., and Dröge R. (2009) Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river-floodplain in Denmark

: combining field studies with laboratory experiments. Marine and Freshwater Research 60, 638-646

Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.I., Becker A., (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling 106, 261-289.

Krysanova, V & J.G. Arnold, (2008). Advances in ecohydrological modeling with SWAT – a review. Hydrological Sciences Journal, 53 (5), 939-947.

Lafforgue M., Gonay E. (1995). Une méthode de restauration de la qualité des eaux des lacs et réservoirs : l'aération par destratification - 1ère partie - Mécanismes et conséquences de l'eutrophisation des plans d'eau. L'Eau l'Industrie et les Nuisances n° 185.

Lafforgue M. (1998). Techniques de réhabilitation des plans d'eau eutrophisés. TSM n°12, pp 27 -40

Lafforgue M., Lenouvel V., Chevauche C. (2013). The Syracuse project – A global approach to the management of water uses in an urban ecosystem. GWF Wasser Abwasser international issue on stormwater management, pp 72-78.

Lam, Q.D., B. Schmalz, and N. Fohrer. (2010). Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. Agric. Water Manage. 97(2): 317–325.

Lam, Q. D., Schmalz, B., and Fohrer, N.(2012): Assessing the spatial and temporal variations of water quality in lowland areas, Northern Germany, J. Hydrol., 438–439, 137–147,

Lazzarotto J., Janusz D. et Dorioz J.M. (2007). Spéciation et biodisponibilité du phosphore particulaire dans les sédiments et suspensions dans le milieu aquatique continental. Océanis, 33, 1-2 p. 147-164.

Ledoux, E. (1980). Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. Thèse, ENSMP, UPMC.

Lee F.G., Rast W. et Jones R.A. (1978). Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem. Environmental Science and Technology, 12:900-908.

Lefrançois, J., Grimaldi, C., Gascuel, C., Gilliet, N. (2007). Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. Hydrological Processes, 21 (21), 2923-2933.

Lenhart, T.; Eckhardt, K.; Fohrer, N.; Frede, H.-G. (2002) Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. Phys. Chem. Earth, 27, 645-654.

Leonard, R. A., W. G. Knisel, and D. A. Still. (1987). GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. Trans. ASAE 30(5): 1403-1418.

Levassor, A. et E. Ledoux. (1996). Programme NEWSAM - notice d'utilisation. Rapport technique, Ecole des Mines de Paris- CIG.

Lyon S.W., Walter M.T., Gérard-Marchant P., Steenhuis T.S. (2004). Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. Hydrological Processes 18(15): 2757–2771.

Malavoi, J. R. & Y. Souchon. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. Note Technique. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. Vol 365/366: 357-372.

Malavoi J.R., Bravard J.P (2010). ONEMA CEMAGREF POLE ETUDES ET RECHERCHES HYDROECOLOGIE COURS D'EAU LYON, UNIVERSITE LYON 2. Eléments d'hydromorphologie fluviale. Collection Comprendre pour agir. 224p

Mangin, A. (1975). Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstique. Thèse de Doctorat en Sciences Naturelles. Dijon, (Ann. Spéléol., 1974, 29, 3, p 283-332 ; Ann. Spéléol., 1974, 29, 4, p 495-601 ; Ann. Spéléol., 1975, 30, 1, p 21-24).

McDonald, M.G., and Harbaugh, A.W. (1988), A modular three-dimensional finitedifference ground-water flow model: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, Book 6, Chapter A1, 586 p.

Meals D.W. et Budd L.F. (1994) - Lake Champlain non point source. Pollution assessment. Tech. report 6 A. Lake Champlain. Manag. Conference, Burlington

Mehta V.K., Walter M.T., Brooks E.S. (2004). Evaluation and application of SMR for watershed modeling in the Catskill Mountains of New York State. Environmental Modelling and Assessment 9(2): 77–89.

Melles S.J., Benoy G., Booty B., Leon L., Vanrobaeys J., and Wong I. (2010). International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) International Congress on Environmental Modelling and Software Modelling for Environment's Sake, Fifth Biennial Meeting, Ottawa, Canada

Merot P. (1988). Les zones de sources à surface variable et la question de leur localisation, Hydrologie Continentale., 3, 105-115.

Meybeck M., (1982). - Carbon, nitrogen, and phosphorous transport by world rivers. Am. J. Sci., n°282, p. 401-450

Meybeck M. (2001) Global alteration of riverine geochemistry under human pressure. In : Understanding the Earth System, Compartments, Interactions. E. Ehlers and T. Krafft (eds), Springer Verlag, 97-113

Michaud, A. R., R. Lauzier et M. R. Laverdière. (2005). Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec. Agrosol, vol. 16, no 1, p. 47-60.

Michaud, A. R., I. Beaudin et J. Deslandes. (2006). Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques depollution diffuse dans le bassin versant de la rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, rapport final, 108 p.

Michaud A.R., Giroux M., Landry C., Deslandes J., Beaudin I. et Lauzier R. (2007). Prévention des transferts diffus de phosphore en bassins-versants agricoles : perspectives Québécoises et de l'état du Vermont. Océanis, 33, 1-2, p.285-320.

Michaud, A. R., S. C. Poirier., J. Desjardins., M. Grenier et I. Saint-Laurent. (2009). Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et MAPAQ, Québec, Québec, 39 p

Mockus, V. (1964), Personnel communication, Letter to Orrin Ferris dated March 5,1964.

Molenat. J. (2008). Hydrologie et transfert de substances dissoutes dans les aquifères superficiels. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université de Rennes I, 86p.

Monteith, J.L. (1965). Evaporation and the environment. In The State and Movement of Water in Living Organisms, Proc. 19th Symp. Swansea, U.K.: Society of Experimental Biology, Cambridge University Press.

Morel C. (2002). Caractérisation de la phytodisponibilité du P du sol par la modélisation du transfert des ions phosphate entre le sol et la solution. Document présenté en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches. INPL-ENSAIA Nancy. 80p

Morel C., H. Tunney, D. Plenet and S. Pellerin (2000). Transfer of phosphate ion between soil and solution. Perspectives in soil testing. Journal of Environmental Quality, 29 :50-59.

Mouelhi, S., Michel, C., Perrin, C. et Andréassian, V. (2006a) Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. J. Hydrol. 318(1-4), 200-214,

Mouelhi, S., Michel, C., Perrin, C. et Andreassian, V. (2006b) Linking stream flow to rainfall at the annual time step: the Manabe bucket model revisited. J. Hydrol. 328, 283-296,

Musy A., (2005). Cours d'hydrologie générale, EPFL. http://echo2.epfl.ch/e-drologie.

Musy A. et Higy C. (2004), Hydrologie 1. Une science de la nature, Presses polytechniques et universitaires romandes, (21), 314 p.

Nash JE, Sutcliffe JV. (1970). River flow forecasting through conceptual models, Part 1—a discussion of principles. Journal of Hydrology 10: 282–290

Nasr A., Bruen M., Jordan P., Moles R., Kiely G., Byrne P., O'Regan B., (2004). Physically-based, distributed, catchment modelling for estimating sediment and phosphorus loads to rivers and lakes: issues of model complexity, spatial and temporal scales and data requirements. National Hydrology Seminar, 9p

Nasr A., Bruen M., Jordan P., Moles R., Kiely G., Byrne P.(2007) A comparison of SWAT, HSPF and SHERTRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. Water Research. 41: 1065-1073

Neal C, Jarvie HP, Love A, Neal M, Wickham H, Harman S (2008). Water quality along a river continuum subject to point and diffuse sources. J Hydrol 2008;350:154–65.

Neal, C., R.J. Williams, M.J. Bowes, M.C. Harrass, M. Neal, P. Rowland, H.Wickham, S. Th acker, S. Harman, C. Vincent, and H.P. Jarvie. (2010).Decreasing boron concentrations in U.K. rivers: Insights into reductions in detergent formulations since the 1990s and within-catchment storageissues. Science of the Total Environment. 408:1374–1385.

Nielsen, S., and Hansen, E. (1973). Numerical simulation of rainfall runoff process on a daily basis, Nord. Hydrol., Vol. 4, pp.171-190.

Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry, and J. R. Williams. (2005a). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Available at: <u>www.brc.tamus</u>. edu/swat/doc.html.

Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry, R. Srinivasan, and J. R. Williams. (2005b). Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Available at: www.brc.tamus.edu/swat/doc.html.

Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry and J. R. Williams. (2011). Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation, Version 2009. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Available at: <u>www.brc.tamus.edu/swat/doc.html</u>.

Nemery J (2003)- Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amonts à l'estuaire : rôle du Phosphore échangeable sur l'eutrophisation. /Thèse /Sciences de la Terre. Univ. Paris 6, 259 p

Nemery J., Garnier J., (2007). Dynamique du phosphore dans le bassin versant de la Seine : bilan et modélisation. Océanis, 33, 1-2, p. 87-102

Nunes J.P, Seixas J., Keizer J.J. (2013). Modeling the response of within-storm runoff and erosion dynamics to climate change in two Mediterranean watershed : A multi-model, multi-scale approach to scenario design and analysis. CATENA. 102: 27-39.

Oeurng, C. (2010). Transport des matières en suspension et du carbone organique à l'échelle d'un bassin versant agricole: analyse de la dynamique et modélisation agrohydrologique (SWAT). Université Toulouse III – Paul Sabatier. 203p.

Oeurng, C., S. Sauvage, A. Coynel, E. Maneux, H. Etcheber, and J.-M. Sánchez-Pérez. (2011). Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large agricultural catchment in southwest France. Hydrol. Process. 25(15): 2365–2378.

Oeurng, C., S. Sauvage, and J.M. Sánchez-Pérez. (2010a). Temporal variability of nitrate transport through hydrological response during flood events within a large agricultural catchment in south-west France. Sci. Total Environ. 409: 140–149.

Oeurng, C., S. Sauvage, and J.M. Sánchez-Pérez. (2010b). Dynamics of suspended sediment transport and yield in a large agricultural catchment, south-west France. Earth Surf. Process. Landforms 35: 1289–1301.

Olsen S., Cole C., Watanabe F., Dean L. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.

Oraison F., Souchon Y., Van Looy K (2010). ONEMA CEMAGREF POLE ETUDES ET RECHERCHES HYDROECOLOGIE COURS D'EAU LYON. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? Synthèse bibliographique. Convention ONEMA CEMAGREF.42p.

Paolillo J.R. (1984). Essai de synthèse des caractéristiques géologiques et géotechniques des molasses périalpines Savoyardes. Thèse de l'Université Scientifique et médicale de Grenoble. 221p.

Parajuli, P.B., (2007). SWAT bacteria sub-model evaluation and application. Ph.D. Thesis. Kansas State University, Manhattan, Kansas.

Parajuli, P.B., Mankin, K.R., Barnes, P.L., (2009). Source specific fecal bacteria modeling using soil and water assessment tool model. Bioresource Technology 100, 953–963.

Payraudeau S., (2002). Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Thèse de doctorat. École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts de Montpellier, 449 p.

Perrin C. (2000). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative, Thèse, INP Grenoble, Antony. 530 p.

Perrin, C., Michel, C. et Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. Journal of Hydrology 279(1-4), 275-289.

Pezet F, Dorioz JM, Trevisan D, Quetin Ph, Laforgue M, Jalinoux R, Girel C. (2010). Le système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : conséquences pour des stratégies de suivi et de modélisation d'un territoire en mutation par péri urbanisation. Actes de conférence NOVATECH 2010

Pezet, F., Dorioz, J., Quetin, P., Lafforgue, M., and Trevisan, D. (2013). "Using SWAT-VSA to predict diffuse P pollution in an agricultural catchment with several aquifers." J. Hydrol. Eng., 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000914 (Sep. 28, 2013).

Pierlot D. et Rampenoux J.P. (1991). Recherche hydrogéologique en Albanais méridional et au front du massif des Bauges. Laboratoire de Géologie Structurale et Appliquée. Université de Savoie. Mémoire ENSG.

Pilleboue E. (1987). Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p

Pionke, H.B., W.J. Gburek, A.N. Sharpley, and R.R. Schnabel, (1996). Flow and Nutrient Export Patterns for an Agricultural Hill- Land Watershed. Water Resources Research 32(6):1795-1804.

Pleux C. (2011). Analyse de la stratégie en matière d'assainissement pluvial sur le bassin versant du lac du Bourget. Mémoire ENTPE. 110p.

Poirier S.C., Whalen J.K., Michaud A.R. (2012). Bioavailable Phosphorus in finesized sediments transported from agricultural fields. Soil Sci. Soc. Am. J. 76:258-267

Ponce VM. (1996). Notes of my conversation with Vic Mockus. http://mockus.sdsu.edu.

Poss R. (2007). Stock et flux de phosphore dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, et impacts environnementaux. Introduction à la première journée à Paris. Océanis, 33, 1-2, p. 13-16.

Poulenard J., Lefrançois J., Quétin P., Grimaldi. C., Millery A., Dorioz J.-M. (2007). Origine des matières en suspension dans les bassins versants ruraux. Conséquence pour le transport et la biodisponibilité du phosphore particulaire. Océanis, 33, 1-2, p. 223-240.

Poulenard J., Perrette Y., Fanget B., Quetin P., Trevisan D., Dorioz J.M. (2009). Infrared tracing of sediment sources in a rural watershed. Science of the Total Environment. 407. 2808-2819.

Quétin P., Bouvier., Lazzarotto J., Moille J.-P., Poulenard J.et Dorioz J.-M. (2006). Effets des évolutions du mode d'occupation des sols et d'opération de maîtrise de la pollution, sur le bilan de phosphore du bassin versant du Foron ; CIPEL Lausane, p. 157-169

Radcliffe D.E., Freer J., Schoumans O. (2009). Diffuse phosphorus Models in the United States and Europe: Their Usages, Scales and Uncertainties. Special Submissions. Journal of Environmental Quality38:1956-1967

Rallison R.E. (1980). Origin and evolution of the SCS runoff equation. Symposium on Watershed Management, American Society of Civil Engineers: New York, NY; 912–924.

Rallison R.E., and Miller N. (1982). "Past, present, and future SCS runoff procedure." Proc., Int., Symp. on Rainfall-Runoff Modeling. Water Ressources Publication. Littleton, Colorado, 353-364.

Refsgaard, J. C. (1997). Parameterisation, calibration, and validation of distributed hydrological models. Journal of Hydrology. 198(1): 69-97.

Renaud J. (2004). Mise en place du modèle agri-environnemental SWAT sur le bassin versant du Mercube (Haute Savoie) : Vers une modélisation des transferts de phosphore. 74 pp. rapport DESS Université jean Monnet – ENISE.

Reddy K. R., Kadlec R. H., Flaig E. & Gale P. M. (1999): Phosphorus Retention in Streams and Wetlands:

Richard L et Pautou G. (1982). Carte de la végétation au 1/200 000e Alpes du Nord et Jura méridional. CNRS, Paris, 316p

Ritter JB, Gardner TW. (1991). Runoff curve numbers for reclaimed surface mine in Pennsylvania. American Society of Civil Engineers, Journal of Irrigation and Drainage Engineering 117: 656–666.

Roche M. (1963). Hydrology de surface. O.R.S.T.O.M. Gaultier-Villars (éd) Paris

Rollo, N., and M. Robin. (2010). Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86 (3):518-525.

Rouquet, (2012). Étude du fonctionnement hydrogéologique et modélisation de l'hydrosystème de Volvic. Prise en compte du rôle hydrologique joué par la forêt. Thèse ENSMP, 386p

Sadeghi, A. M., Arnold, J. G. (2002). A SWAT/Microbial Sub-Model for Predicting Pathogen Loadings in Surface and Groundwater at Watershed and Basin Scales. Pp. 56-63 in Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations: Proceedings of the March 11-13, 2002 Conference, (Fort Worth, Texas, USA). ASAE Publication 701P0102.

Savichtcheva O, Debroas D, Kurmayer R, Villar C, Jenny JP, Arnaud F, Perga ME, Domaizon I. (2011). Quantitative PCR enumeration of total and toxic Planktothrix rubescens/agardhii and other cyanobacteria in preserved DNA isolated from lake sediments. Appl. Environ. Microbiol. 77:8744-53.

Sharpley A-N., Daniel T.C., Edwards D.R. (1993). Phosphorus movement in the landscape, J. Prod.Agric., p492-500

Sharpley, A., (1995). Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. Ecol. Eng. 5, 261–279.

Sharpley, A.N., T.C. Daniel, J.T. Sims, J. Lemunyon, R.A. Stevens, and R. Parry. (1999). Agricultural phosphorus and eutrophication. USDA-ARS Rep. 149. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

Sharpley, A.N.; Tunney, H., (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. J. Environ. Qual. 29, 176-181.

Sharpley, A.N., P.J.A. Kleinman, R.W. McDowell, M. Gitau, and R.B. Bryant. (2002). Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. J. Soil Water Conserv. 57: 425–439.

Schneiderman, E.M., Steenhuis, T.S., thongs, D.J., Easton, Z.M., zion, M.S., Mendoza G.F., Walter M.F., Neal, A.L. (2007). Incorporating variable source area hydrology into the curve number based generalized watersched loading function model. Hydrological Processes available from: http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/1144295425/PDFSTART

Schmalz B., Tavares F. and Fohrer N. (2008) Modelling hydrological processes in mesoscale lowland river basins with SWAT—capabilities and challenges, Hydrological Sciences Journal, 53:5, 989-1000

Schoumans, O.F. (Ed), W.J. Chardon (Ed), M. Bechmann, C. Gascuel-Odoux, G. Hofman, B.Kronvang, M.I. Litaor, A.Lo Porto, P. Newell-Price and G rubaek. (2011). Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of cost action 869. Wageningen, Alterra, Alterra-Report 2141. 144p.;38 Fig.; 9 Photo's; 22 Tables; 368 Ref.; 1 Annex.

Sexton, A.M.; Shismohammadi, A.; Sedghi, A.M.; Montas, H.J. (2011) Impact of parameter uncertainty on critical SWAT output simulations. Trans. ASABE, 54, 461-471.

Singh V. P.(1995). Watershed Modeling. Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, Littleton, Colorado. pp 1-22.

Srinivasan , R., and J.G. Arnold. 1994. Integration of a Basin-Scale Water Quality Modelwith GIS. Water Resources Bulletin. AWRA, Vol. 30, NO. 3: June1994. pp 453-462.

Srinivasan MS, Gburek WJ, Hamlett JM. (2002). Dynamics of stormflow generation—a field study in east-central Pennsylvania, USA. Hydrological Processes 16(3): 649–665.

Srinivasan M.S., Gérard-Marchant P., Veith T.L., Gbureck W.J, and Steenhuis T.S. (2005). Watershed scale modelling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 41(2):361-375

Steenhuis T.S., Winchell M., Rossing J., Zollweg J.A., Walter M.F. (1995). SCS runoff equation revisited for variable-source runoff areas. American Society of Civil Engineers, Journal of Irrigation and Drainage Engineering 121: 234–238.

Steinbeck, J (1939). Les Raisins de la colère.

Summer, W. and Walling, D.E. (Eds.) (2002) Modelling Soil Erosion, Sediment Transport and Sediment Yield. UNESCO International Hydrological Programme Technical Documents in Hydrology no. 60. UNESCO, Paris, 264pp.

Svendsen L.M., Kronvang B., Kristensen P. and Graesbol P. (1995). Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non point sources. Hydrological processes, vol.9, 119-142.

Thiery D. (1982). Utilisation d'un modèle global pour identifier sur un niveau piezométrique des influences multiples dues à diverses activités humaines. IAHS Publication, n°136. pp 71-77.

Thornthwaite CW, Mather JR. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Publications in Climatology 10: 181–311. USDA-SCS. 1972. National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology, Section 4, Chapter 10. Natural Resources Conservation Service, U.S. Department of Agriculture.

Trevisan D., Dorioz J.M., Poulenard J., Quetin Ph., Prigent Combaret C., Merot Ph. (2010). Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. Water research, 44, p. 3847-3860

Trevisan, D., Quetin, P., Barbet, D., Dorioz, J.M. (2012). POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses, Journal of Hydrology 450-451. 254-266.

U.S. Environnemental Protection Agency (USEPA). (1996). BASINS CDROM version 1, 1993-1994. Office of water/office of science ant technology. EPA-823-C-96-004

USDA-SCS (US Department of Agriculture, Soil Conservation Service) (1972) National Engineering Handbook, Hydrology Section 4, Chapters 4–10.

USDA-SCS (US Department of Agriculture, Soil Conservation Service) (1986) Urban hydrology for small watersheds. Tech. Release 55.

van Bochove, E, P.A. Vanrolleghem, P.A. Chambers, G. Thériault, B. Novotná and M.R. Burkart (eds.). (2011). Issues and Solutions to Diffuse Pollution: Selected Papers from the 14th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group, DIPCON 2010. Conférence sur la pollution diffuse 2010 inc., Québec, Québec, CANADA. 495 pages.

van Griensven, A., Ndomba, P., Yalew, S., and Kilonzo, F. (2012). Critical review of the application of SWAT in the upper Nile Basin countries, Hydrological and Earth System Sciences Discussions, 9, 3761-3788.

Vansteelant J.Y., Trevisan D., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1997). Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. Agronomies, 17, 65-82

Viaud, V., P. Durand, P. Merot, E. Sauboua, et Z. Saadi. (2005). Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. Agric. Water Manage. 74:135-163.

Vinçon-Leite, B., B. Tassin & J.M. Jaquet. (1995). Contribution of mathematical modelling to lake ecosystem understanding : Lake Bourget (Savoie, France). Hydrobiologia. 300-301: 433-442.

Vinçon-Leite B, Tassin B, Druart JC. (2002). Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. Lakes Reserv. Res. Manag. 7:93-102.

Vollenweider R.A. (1968). Scientifics fundamentals of the eutrophication of lakes ans flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. OECD-report, DAS/SCI

Walker W. William. (1996). Water Opération Technical Support Program – Instruction Report W-96-2 – US Army Corps of Engineers. Simplified Prodedures for Eutrophication Assessment and Prediction: User Manual. Walter, M.T., Shaw, S.B. (2005). Discussion: "Curve number hydrology in water quality modeling: uses, abuses, and future directions" by Garen and Moore. Journal of American Water Resources Association. 41 (6), 1491–1492.

Wang D., Dorioz J.-M., Trevisan D., Braun D.C., Windhausen L.J., Vansteelant J.-Y. (2004) Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management In the Basins of lake Champlain (Vermont) and lake Léman (France). In: Lake Champlain: partnership and research in the New Millenium. Manley T. and all Eds. Kluwer Acad.; p. 159-189. (827)

Wang X., Shang S., Yang., W, Clary C., Yang D. (2010). Simulation of land use-soil interactive effects on water and sediment yields at watershed scale. Ecological Engineering vol. 36 p.328-344.

White, K. L., and Chaubey I. (2005). Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. Journal of American Water Ressources. Association. 41(5): 1077- 1089.

White, E. D., Easton, Z. M., Fuka, D. R., Collick, A. S., Adgo, E., McCartney, M., Awulachew, S. B., Selassie, Y. G., and Steenhuis, T. S. (2010). Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model, Hydrological Processes, 25, 915–925, 10 doi:10.1002/hyp.7876.

Williams, J.R. (1975). Sediment routing for agricutural watersheds. Water Resources Bulletin 11(5): 965–974.

Williams, J.R., C.A. Jones, and P.T. Dyke. (1984). A Modeling Approach to Determining the Relationship Between Erosion and Soil Productivity. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 27(1):129-144.

Williams, J.R. (1990). The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history. Philosophical Transactions: Biological Sciences 329(1255): 421–428.

Williams J. R., Arnold J. G. (1997). A system of erosion-sediment yield models. Soil technology 11.43-55

Williams J. R., Arnold J. G., Kiniry J. R., Gassman P. W. & Green. C. H. (2008): History of model development at Temple, Texas, Hydrological Sciences Journal, 53:5, 948-960

Withers P.J.A., Jarvie H.P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Science of the total environment. 400. 379-395.

Withers P.J.A., Jarvie H.P. Stoate C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. Environment International 37.644-653.

Wischmeier, W.H., and Smith D.D. (1978) Predicting rainfall losses: A guide to conversation planning. USDA Agricultural Handbook N°.537. U.S. Gov. Print Office, Washington, D.C.

Withers PJA, Jarvie HP, Hodgkinson RA, Palmer-Felgate EJ, Bates A, Neal M, et al. (2009) Characterization of phosphorus sources in rural watersheds. Journal of Environmental Quality; 38:1998–2011.

Wood, F.L., Heathwaite, A.L. and Haygarth, P.M. (2005). Evaluating diffuse and point phosphorus contributions to river transfers at different scales in the Taw catchment, Devon, UK. Journal of Hydrology, 304(1-4): 118-138.

WRB. World Reference Base for soil resources. (2006). World Soil Resources Reports. Roma: FAO. 2006

Yang Y.S. and Wang L. (2010). A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. Water Resources Management; 24 : 1819-1843.

Zhang, J, & X. Huang (2007). Relative importance of solid-phase phosphorus and iron on the sorption behavior of sediments. Environ. Sci. Technol. 41: 2789-2795.

Zhang, X., and M. Zhang. (2011). Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. Science of the Total Environment. 409: 1949–1958.

Zhang, X., Srinivasan R., Arnold J.G., Izaurralde R.C., Bosch D. (2011). Simultaneous calibration of surface flow and baseflow simulation : a revisit of the SWAT model calibration framework. Hydrological Processes 25, 2313-2320

ANNEXE 1

LE SYSTÈME DE TRANSFERT DU PHOSPHORE À L'ÉCHELLE BASSIN VERSANT : CONSÉQUENCES POUR DES STRATÉGIES DE SUIVI ET DE MODÉLISATIONS D'UN TERRITOIRE EN MUTATION PAR PÉRI-URBANISATION

Le système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant: conséquences pour des stratégies de suivi et de modélisations d'un territoire en mutation par périurbanisation

The watershed scale phosphorous "transfer system": Impact on the strategy of monitoring and modelling of an evolutive area in urbanisation.

Pezet F*/**, Dorioz JM*, Trevisan D*, Quétin Ph*, Lafforgue M**, Jalinoux R***, Girel C***

* INRA UDS, <u>dorioz@thonon.inra.fr</u> - ** CIRAH SAFEGE <u>michel.lafforgue@safege.fr</u>

florent.pezet@safege.fr *** CISALB, renaud.jalinoux@cisalb.fr

RÉSUMÉ

La mise au point de stratégies de maitrise de l'eutrophisation des plans d'eau nécessite de réduire la charge des apports externes en phosphore. Cela suppose de comprendre le fonctionnement de leurs bassins versants en tant que « systèmes de transfert du phosphore » déterminant qualitativement et quantitativement les flux à l'exutoire. La modélisation de ce système de transfert à l'échelle du bassin, permet de disposer d'un outil pour tester les évolutions de bassin (péri-urbanisation, pratiques agricoles, climat...). C'est dans ce cadre que s'inscrit le projet d'étude du bassin versant du lac du Bourget. Les bilans actuels des apports en phosphore et leurs spéciations montrent une réduction des flux de phosphore total (P) au lac et une augmentation relative des flux de phosphore particulaire à la charge externe, ce qui laisse supposer l'existence d'une pollution résiduelle non négligeable d'origine diffuse. Nous formulons l'hypothèse que le système de transfert se trouve particulièrement modifié par l'extension péri urbaine du bassin versant du lac du Bourget, déterminant de nouveaux bilans d'exportations (spéciations et époques). La modélisation porte sur deux sous-bassins versants (un agricole et un péri-urbanisé). L'accent est mis sur la pollution diffuse agricole et le rôle des surfaces urbanisées comme facteurs de réorganisation des conditions d'écoulement et producteur de flux de phosphore. Le fonctionnement des bassins est modélisé à l'aide du logiciel SWAT, une série d'observations et d'indicateurs est enregistré pour rendre compte de l'évolution saisonnière, des risques de ruissellement et des connections hydrauliques au niveau de chaque bassin.

ABSTRACT

Control of eutrophication in inland waters necessitates reduction of external phosphorus loading. It sustains the need for a better understanding of the watershed functioning as a system of phosphorus transfer, with characterisation of key factors controlling phosphorus transfer. Modelling such transfers at a watershed scale enables to test potential impacts of factors such as soil occupation and uses, meteorological and hydrological events. It is with this objective that the current study on Bourget Lake. Whereas phosphorus inputs to Bourget Lake have strongly reduced with time, it is still insufficient. These inputs include a higher proportion of particulate phosphorus, sustaining a non point source origin of this phosphorus. Bourget watershed is partially urbanised, partially covered with cultivated lands. The transfer of phosphorus is strongly dependant of this space occupation. The modelling will then be developed focusing on two sub-watershed, the first being mainly agricultural, and the second strongly influenced by urbanisation. Both will be surveyed with the aim to supply data for the models, focusing on diffuse agricultural pollution, and on impact of urban area on flux of phosphorus. A model will be used (SWAT model *Arnold and Fohrer, 2005*), coupled with a non aggregative approach based on chemical diagram analysis. This model will be used for explaining the impact of watershed state on phosphorus export through the hydrographic system.

MOTS CLES

modélisation, péri-urbanisation, phosphore, pollution ponctuelle, pollution diffuse

1 INTRODUCTION

La pollution des milieux aquatiques superficiels a une histoire. Les années 1960 sont marquées par les rejets massifs d'eaux usées urbaines ou industrielles non traitées qui se traduisent dans les années 1970-1980 par l'eutrophisation de nombreux lacs et fleuves. Le développement des usines de dépollution des eaux, urbaines et industrielles (UDEP), dans les années 1980-90, aboutit au net recul des rejets d'eaux usées (pollutions dites ponctuelles). Parallèlement la contribution relative et absolue des pollutions diffuses a largement augmentée (dépôts atmosphériques, pollutions associées aux écoulements sur les sols naturels, agricoles ou urbains) par rapport aux rejets dispersés d'eaux usées (Dorioz et Poulenard, 2007). Pollutions ponctuelles résiduelles et pollutions diffuses constituent un obstacle majeur sur le chemin du 'bon état écologique des masses d'eau' prévu par la directive cadre européenne (DCE) d'ici à 2015 (Némery et Garnier 2007). Parmi les atteintes à la qualité des eaux, l'eutrophisation des eaux continentales apparaît comme un problème rémanent (les premiers rapports, précisant la menace pour la qualité des eaux, datent de 1960 -Vollenveider 1968) et universel, lié à des excès d'apports en phosphore touchant tout les milieux lentiques et se manifestant en premier lieu par une prolifération algale perturbant les usages du milieu. Le phosphore provenant pour l'essentiel du bassin versant via les affluents (charge externe du plan d'eau), les stratégies de maitrise de l'eutrophisation des plans d'eau nécessitent des interventions au niveau de ces territoires et des activités qu'ils supportent (Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998; Dorioz et Trevisan, 2006; Michaud et al., 2007). Mettre au point de telles stratégies suppose de comprendre et quantifier le fonctionnement des bassins versants concernés en tant que « système de transfert du phosphore » c'est à dire comme l'ensemble des structures dont le fonctionnement et l'organisation déterminent, l'origine des flux hydrochimiques transférés, les trajets et, à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux et donc l'impact de cette charge externe (Dorioz et Poulenard, 2007). La modélisation du système de transfert à l'échelle du bassin, permet de disposer d'un outil pour tester les évolutions potentielles en fonction de scénarios qui prennent en compte la variation des forçages appliqués au système, tels que les évolutions du mode d'occupation des sols (urbanisation, péri-urbanisation, agriculture), les usages des sols (pratiques agricoles, gestion des ruissellements) mais également des forçages globaux comme les évolutions climatiques. C'est dans ce cadre très large que s'inscrit le projet d'étude sur le bassin versant du Lac du Bourget mené conjointement par le laboratoire UMR CARRTEL (INRA UdS), le bureau d'études SAFEGE et le CISALB (Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). L'objectif de cet article est de présenter les éléments de réflexions constituant le cadrage de ce projet : une représentation formalisée (modèle conceptuel) du bassin versant en tant que système de transfert du phosphore, une analyse des évolutions des caractéristiques du système de transfert de phosphore (P) sous l'effet du mitage péri urbain, et enfin, la stratégie de suivi et de modélisation appliquées à des bassins représentatifs de ce genre de mutation de territoire.

2 PROPRIÉTES GÉOCHIMIQUES ET SPÉCIATION DU PHOSPHORE

Le P total comprend i) du P dissous composé principalement d'ions orthophosphoriques, de tripolyphosphates et de composés organiques dissous (ATP, sucre phosphorylés), et/ou (ii) du P particulaire composé de formes inorganiques et organiques associées par des phénomènes de sorption -adsorption, chimisorbtion ou participant à la phase solide (minérale ou organique). La limite entre le dissous et le particulaire est fixée à 0,7 µm, (NF EN 872, 1996, *Jordan-Meille 1998*). Le P particulaire constitue la forme dominante des transferts dans les eaux de surface : il représente pour un bassin versant naturel ou agricole la majorité des flux enregistrés à l'exutoire (jusqu'à 80%) (*Meybeck, 1982 ; Quetin, 2006*). Le P présente une forte affinité pour la phase solide et n'est que faiblement soluble. La propriété clé du P Particulaire en termes d'impact est sa biodisponibilité, c'est-à-dire son aptitude à fournir des ions directement assimilables par les organismes utilisateurs. La capacité de la phase solide à fixer le P, par exemple le PO₄, définit son pouvoir fixateur. Biodisponibilité et pouvoir fixateur caractérisent l'idée « d'impact » de P sur son environnement.

3 CARACTÉRISTIQUES DU SYSTÈME DE TRANSFERT A L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

Le système de transfert s'organise à partir d'émissions dans le bassin versant, dispersées dans le territoire, en relation avec les modes d'occupations et d'usages des sols. Les transferts hydrochimiques qui en résultent sont contraints par un ensemble de phénomènes assurant des stockages plus ou moins durables du P. Le schéma global de fonctionnement du système de

transfert repose sur une succession - émissions – stocks – transferts hydrochimiques – sorties. Chaque étape se traduit par des évolutions quantitatives et qualitatives qui sont contrôlées par la nature géologique et pédologique du bassin versant, le réseau hydrologique et sa connectivité (définissant la continuité des transferts hydrochimiques), les utilisations des sols et les liens entre ces facteurs et les propriétés biogéochimiques du P.

3.1 Typologie et fonctionnement des émetteurs de P.

Les émetteurs de P peuvent se classer en fonction de leur dépendance au régime hydrologique. Le P ponctuel est émis indépendamment de la pluviosité et a un comportement de concentration dilution fonction du régime hydrologique (courbe B. fig. 2). A l'inverse, le P diffus est lié à la pluviosité avec une concentration dans le réseau hydrographique corrélée au régime hydrologique (courbe A. fig. 2). Les précipitations, elles mêmes, incluent des pollutions atmosphériques (flux de P de l'ordre de 0,2 à 0,5 kg/ha/an). Les émetteurs ponctuels ont une importance capitale car, malgré les efforts faits sur l'épuration des eaux, (i) ils constituent l'origine primordiale du P dans les rivières françaises en période d'étiage et (ii) le P émis comprend surtout des formes dissoutes et fortement biodisponibles. Ces émetteurs sont majoritairement liés aux activités humaines (industrielles ou domestiques), représentent actuellement 2.5 g à 3 g j/hab et ont souvent un cycle d'émission (courbe C. fig. 2) (Pilleboue, 1987; Dorioz et Poulenard, 2007). Les réseaux d'assainissements qui sont un exemple type d'émetteurs ponctuels génèrent, via les déversoirs d'orage (DO) des flush de pollutions lors des débordements des réseaux en périodes de crues (Bertrand-Krajewski et al., 1998). D'autres émetteurs sont liés à l'agriculture et notamment aux injections dans le réseau hydrographique des eaux de lavages d'infrastructures agricoles. L'influence des émetteurs de P diffus dépend du régime hydrologique et également du mode d'occupation des sols (MOS). Le MOS est souvent considéré comme un indicateur global des exportations à pas de temps annuel (Wang et al,. 2004). Cette caractérisation permet d'associer aux principaux types de MOS des flux spécifiques (exprimé en kg P/ha/an) qui représentent une moyenne annuelle des flux exportés à l'exutoire de bassins versants de références (Pilleboue, 1987; Meals et Budd, 1994; Nemery, 2003). Ainsi Les surfaces naturelles et agricoles émettent des flux variables, principalement sous forme particulaire, généralement faibles pour les surfaces naturelles (<0.2 kg P/ha/an.) à très forts pour certaines surfaces agricoles (0.3 à 2.5 kg P/ha/an). Les surfaces imperméabilisées sont actives à chaque pluie (en moyenne 1 à 2.5 kg P/ha/an, les flux d'une crue sont fonctions de la période sèche précédent l'événement hydrologique et de leur utilisation).

| | PONCTUELLE | NON PONCTUELLE | |
|----------------------|--|---|---|
| Surface contributive | | | Flux spécifiques |
| NATURELLE | | pluies altération des roches | 0,2 à 0,5 kg P/ha /an |
| | | érosions des sols | < 0,2 kg P/ha /an |
| AGRICOLE | injections d'eaux de lavages brutes | érosions des terres agricoles ruissellement sur les surfaces imperméabilisées (cours de fermes, batiments) | 0,3 à 2,5 kg P/ha /an non renseigné |
| URBAINE | injections d'eaux usées brutes (domestiques ou industrielles) rejets de stations de traitement (UDEP) rejets de filières d'assainissement non collectif | ruissellements sur surfaces impérméabilisées | 1 à 2,5 kg P/ha <i>l</i> an |

Tableau 1 : Types d'émetteurs et flux spécifiques associés aux émetteurs du diffus.

3.2 Rétentions et Stocks à l'échelle du bassin versant

Le stockage du P à l'échelle du bassin versant s'effectue (i) au niveau du sol, des surfaces imperméabilisées et des réseaux (STOCKS 1, fig. 2) (ii) dans les zones tampons (STOCKS 2, fig. 2) (iii) dans le réseau hydrographique (STOCKS 3, fig.2).

3.2.1 Dans les sols.

Les sols constituent le stock primaire et principal de P (7 T P/ha en moyenne sur les premiers 25 cm des sols agricoles français) essentiellement en lien avec les processus d'insolubilisation, faible exportation ou fertilisation. Le P est représenté dans les sols sous diverses formes (minérales, organiques) et distribué au sein de différents supports (solide, liquide, êtres vivants). La tendance à la sur-fertilisation et les changements d'usages des terres agricoles s'accompagnent d'une

accentuation des exportations de P manifestées par des flux élevés de P et notamment de P dissous dans les eaux de surface et sub surface (*Lemercier et al., 2007*).

3.2.2 Dans le territoire : le paysage et les zones tampons.

Les flux exportés peuvent être stockés au niveau de structures du paysage constituant des « zones tampons » (*Viaud et al., 2005, Dorioz et al., 2006*). Ces structures peuvent résulter de l'organisation du paysage, ripisylves, marais, haies, prairies ou être mise en place intentionnellement dans cet objectif (bandes enherbées, tranchées filtrantes.) (*Grill et al., 2007*). La zone tampon ralentit (i) la vitesse des écoulements, (ii) l'infiltration des eaux de ruissellement. Ce contrôle hydrologique permet la décantation des matières en suspension, la percolation de formes dissoutes dans le sol et *in fine* les processus d'insolubilisation du P dans le sol en place. Les stockages résultants peuvent être quantitativement très importants vis-à-vis des flux, puisque en moyenne, on considère que plus de 50% du P peut être intercepté par une bande enherbée de quelques mètres de large, pour des flux provenant d'une parcelle distante de moins de 100 mètres (*Dorioz, 2007*). Certains aménagements globaux, dirigés à l'échelle de bassins versants agricoles permettent de réduire de 30 % le flux de P exporté (*Michaud et al., 2007*).

3.2.3 Dans le territoire : le réseau hydrographique et les réseaux urbains.

D'autres stockages quantitativement importants s'opèrent dans les réseaux d'assainissement de type unitaire (Bertrand-Krajewski *et al.*, 1998) et au niveau du réseau hydrographique lui même (*Pilleboue, 1987 ; Jordan-Meille, 1998*). Ces rejets ponctuels (déversoirs d'orages) ou diffus (ruissellement sur surfaces urbaines) sont principalement composés de P dissous et viennent enrichir la phase solide du milieu, par phénomènes généraux de sorption ou précipitation sur des sédiments. Les processus de stockage du P particulaire et/ou dissous dans le réseau hydrographique sont régulés par le régime hydrologique et la capacité de transport du nutriment et des sédiments partiellement associés.

3.3 Le fonctionnement hydrologique du système de transfert pour des bassins versant ruraux

La complexité du territoire, la variabilité dans le comportement du système de transfert et les propriétés du P (peu soluble et conservatif) affectent le régime d'exportation du phosphore à l'exutoire. L'ensemble des conditions hydrologiques expliquant les modalités d'écoulement dans le bassin versant (chemins de l'eau, niveau de nappe, degré de connections, zones actives, zones tampons), définissent « l'état du bassin versant ». *Jordan-Meille, (1998) et Dorioz et Ferhi, (1994)* constatent que le régime annuel des exportations est réglé par un nombre limité et défini de combinaisons émetteurs – états de bassin – écoulement, régulées par l'intensité des événements pluvieux. Ces combinaisons réglant les exportations à l'exutoire, nous permettent de distinguer schématiquement.

(i) Pendant les périodes de basses eaux les apports ponctuels prédominent et enrichissent les sédiments du réseau en P. Le P exporté est principalement dissous et fortement biodisponible (courbe C. fig. 2).

(ii) Lors des crues de périodes sèches ou lors de la période de reprise hydrologique, le P stocké dans le réseau est partiellement évacué à l'exutoire sous forme dissoute. La charge en P des matières en suspension est, en général, remarquablement élevée (jusqu'à 1500 µg/g sur les sédiments de l'Albenche (*Poulenard et al., 2007*) et présente en général une forte biodisponibilité. Pour ce type de phénomène rapide la réponse du bassin est gouvernée par des surfaces hydrologiques actives imperméabilisées. Le flux de P généré est attribuable de façon prépondérante au stock remobilisé dans le réseau hydrographique de ce fait, et le P exporté aura une forte biodisponibilité (*Dorioz et al., 1998b*). Dorioz et Trevisan (2008) font le constat que l'urbanisation accroit la fréquence des crues.

Enfin (iii) après la reprise hydrologique les états de surfaces des bassins (saturation des sols, connections) deviennent favorables aux émissions de P diffus par les zones naturelles, surfaces agricoles et autres émetteurs du diffus. La contribution des émetteurs du ponctuel diminue nettement **(courbe B. fig. 2)** relativement à la contribution des émetteurs du diffus **(courbe A. fig. 2)**.

Ces crues de périodes 'saturées' mettent en jeux des mécanismes complexes d'acquisition de la charge en P, provenant des zones actives connectées (*Jordan-Meille et al., 2007*). Les quantités exportées dépendent à la fois de l'intensité des pluies, de la surface des zones actives et de leur degré de connections. *Jordan-Meille (1998)* met ainsi en évidence une progression saisonnière

spatiale et temporelle de la contribution des zones actives et des mécanismes de transferts associés, qui renseigne sur la quantité relative et la spéciation du P émis. De façon globale, les crues (estivales ou hivernales) sont les événements hydrologiques qui font la majeur partie du bilan de P d'un bassin versant (*Pilleboue 1987*) et notamment celui du Lac du Bourget (rapport CISALB, 2008).



Figure 1 : Représentation d'un système de transfert du P dans un bassin versant péri-urbain d'après Dorioz et Poulenard (2007) modifiée. (P tot) = concentration en phosphore total. (Q)=débit, UDEP= usine de dépollution des eaux usées. Les entrées aux systèmes sont potentiellement transmises au réseau hydrographique ou stockées puis fixées ou remobilisées. Le dernier stock est le réseau hydrographique lui même où peut s'opérer une spéciation du P. La courbe A décrit le comportement de concentration des flux, issu des émetteurs du diffus, corrélé à l'augmentation du débit. La courbe B décrit le comportement de dilution par l'augmentation du débit, des apports des émetteurs ponctuels, la courbe C décrit la cyclicité des rejets de station de traitement en fonction du temps, à débit sensiblement égal, enfin la courbe D décrit la variabilité des concentration de Ptot à l'exutoire en fonction du temps. Le jeu de ces systèmes de transferts détermine à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux.

4 APPLICATION : MISE AU POINT D'UNE STRATEGIE DE SUIVI D'UN TERRITOIRE EN MUTATION PAR PERI URBANISATION

Des bilans actuels d'apports en phosphore aux milieux aquatiques montrent l'existence d'une pollution résiduelle non négligeable, attribuable en partie à des sources diffuses dont la maîtrise et l'identification reste mal cadrée et adaptée. C'est le cas notamment pour de vastes portions du territoire agricole national qui subit de profondes transformations induites par le développement du mitage périurbain. Le mitage des zones rurales maximise la compétition foncière avec les activités agricoles (*Duvernoy, 2002*) et provoque des évolutions à la fois des pratiques agricoles et de certains fonctionnements hydrologiques. Notre hypothèse est que l'acquisition de la charge en P des eaux de surfaces et le bilan des pollutions ponctuelles et diffuses se trouvent profondément affectés du fait de la modification globale du système de transferts du P. Cette hypothèse est testée dans le bassin versant du Lac du Bourget, sur deux sous bassins considérés comme représentatifs des dynamiques de péri urbanisation en cours. L'état d'avancement actuel ne permet pas encore de fournir des résultats en termes de flux ; c'est donc le dispositif et les stratégies mises en œuvre qui font l'objet de ce paragraphe.

4.1 Analyse de la relation peri-urbanisation –système de transfert du P

La figure 3 est une représentation de la complexification du système de transfert du P au sein d'un bassin versant théorique, mais représentatif du secteur étudié. Le bassin versant évolue d'un état initial où la charge en P est acquise des surfaces à couverts végétaux naturels (forêts), agricole (cultures, prairies) ou mixte et un réseau hydrographique peu impacté par les aménagements, vers un état fortement anthropique où la charge en P résulte de l'imbrication des flux spécifiques issus de divers types de surfaces actives mobilisées par des processus hydrologiques profondément modifiés par les activités de bassin et les aménagements. L'impact des différents types de territoires traversés, enregistré à l'exutoire du bassin versant par les flux et les évolutions relatives des

concentrations en fonction des débits (« chimiogramme »), peut être envisagé comme suit :

Le cas A représente l'acquisition de la charge en P dans un territoire naturel peu anthropisé. Cette charge est issue des flux caractéristiques produits des surfaces naturelles et oscilleraient selon le cadrage bibliographique de Dorioz et Poulenard (2007) entre 0,04 et 0,2 Kg de phosphore total par hectare et par an (Pt/ha/an).

Le cas B figure l'impact de surfaces cultivées (surfaces couvertes ou nues) sur les flux engendrés à l'exutoire. C'est à ce stade que s'initie l'impact de l'anthropisation du bassin notamment via la création d'interactions entre les surfaces actives. Ainsi, par exemple les ruissellements non érosifs issus d'une prairie permanente, mais repris et concentré par un sillon de labour, constituent un cas type fréquemment observé sur le terrain. La création de cette interaction accentue à l'échelle du sillon de labour, l'érosion et l'exportation de MES chargées (biodisponibles) ou susceptibles d'accepter une charge en P (pouvoir fixateur). Le ruissellement s'organise aussi à partir de sols nus, surtout en conditions de battance de sols (*Boiffin et al., 1988*). Il s'agit alors souvent de ruissellement (*Dorioz et al., 2006*) soit au contraire déboucher sur un fossé ou un chemin imperméabilisé, l'un ou l'autre assurant la continuité hydraulique des écoulements de surface et donc la capacité d'exportation des charge en P.

L'accroissement drastique de ce degré de connections est une des caractéristiques du passage à l'état C, rural péri-urbanisé. Dans ce contexte, le système de transfert subit un forçage à la fois amont et aval, due à la multiplication des zones imperméabilisés qui créent, (i) des impacts érosifs sur les zones agricoles dus à un ruissellement s'organisant à l'entrée des parcelles et (ii) à l'aval, une connectivité accrue entre parcelles et le réseau permanent défini par l'allongement du réseau d'évacuation des eaux pluviales. Il s'ensuit un accroissement des flux produits à l'échelle de la parcelle et une diminution des effets tampons. Le forçage aval est celui constitué par les zones actives imperméables sur le réseau hydrographique connecté, Les degrés de connections et type de connections (amont ou aval) font partis des mécanismes prioritaires régulant le transfert de la charge en P dans un bassin versant périurbain.

La forme du chimiogramme à l'exutoire du bassin versant est le reflet des mécanismes la générant. Pour le cas A qui ne requière que la contribution des surfaces naturelles, les flux exportés seront caractérisés par (i) une forte composante dissoute du fait de la faible érosivité de surfaces et du piégeage de la composante particulaire par des zones tampons et (ii) une concentration en P relativement faible lors des crues. Les cas B et C représentent l'initiation et la complexification respectivement de l'origine et des modalités de transfert des flux. Ceux –ci seront alors caractérisés à l'exutoire par (i) par une augmentation nette de la contribution du P particulaire et de la charge en P des MES, à mettre en relation avec le pouvoir érosifs croissant des flux et (ii) des concentrations importantes en P à l'exutoire marquant une forte mobilité du P dans les territoires traversés.

| « ETAT de BASSIN » (variabilité intra annuelle) | | | | | | | |
|---|---|--|---|--|---|---|--|
| Invariants géographiques relatifs | | Entrées | Stocks (à court terme) | Emissions | Nature des connections | Sorties | |
| Parcelles | Types sols Types de MOS Pentes Zones imperméabilisées | Intrants agricoles Flux d'altération Dépôts secs | Couches mobilisables des sols (naturels ou agricoles) Cumuls sur périodes sèches | Modes de ruissellement Signes d'érosions États des surfaces Drainages | Rigoles Interactions entre parcelles Interactions parcelles zones imperméabilisées | Agricoles (biomasses) | |
| Versants | Organisations des pentes Organisations du MOS dans le versant | Exfiltrations Sources | Stocks dans zones tampons | Extensions spatiales de la saturation des sols (bas de versants et zones humides) | Ecoulements sur les routes et chemins | | |
| Réseau hydrographique | Réseau permanent | Pollutions ponctuelles Dépôts secs | Rétentions sédiments | Mobilisations des sédiments lors des crues Erosions berges | Proportion de réseau actif (avec écoulement d' eau) | Flux hydrochimiques de sédiment/nutriments | |
| Bassin versant | Hydrologie profonde Hydrogéologie- géomorphologie | Pluies Dépôts secs | Surfaces actives | Organisations des surfaces actives dans le territoire Typologies des surfaces actives | | Exutoire Flux hydrochimique | |

Tableau 2 : Organisation des observations pour un paramétrage du système de transfert du P dans un bassin versant.



Figure.2 : Évolution du système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant selon le mode d'occupation des sols (MOS).

Considérant ce cadrage nous pouvons définir une stratégie de suivi basé sur des mesures de flux et des indicateurs.

4.2 Méthodologie de suivi d'un territoire

Les parties précédentes mettent en évidence la variabilité spatiale et temporelle des phénomènes impliqués dans le transfert de P. Le système de transfert met en jeu des combinaisons entre entréesstockages-interactions stocks/écoulements – sorties. Ces phénomènes élémentaires interviennent à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du bassin versant et se répètent en cascade jusqu'a l'exutoire. Cependant présenter chaque niveau d'organisation offre des caractéristiques dominantes en termes de propagation, de variabilité et d'intensité relative. Cela impose de fait une méthode de suivi et des indicateurs propres (tableau 2). Une fois que les invariants géographiques et les composantes stables du système vis-à-vis de la durée d'étude sont caractérisés (géologie, sols, certains aspects du mode d'occupation des sols), le suivi s'organise de façon générale en campagnes de mesures (ponctuelles et continues) et en réseaux d'observations. Les campagnes de mesures permettent d'évaluer des bilans globaux (annuels, année hydrologique) ou partiels (à l'échelle de périodes hydrologiques plus courtes) et les réseaux d'observations de paramétrer le fonctionnement du système de transfert du P et de définir des « états de bassins ». Ces « états de bassins » sont la représentation de la variabilité interannuelle et pour partie, saisonnière, du système de transfert.

4.2.1 Réseaux de mesures et observations à l'échelle du bassin versant/sous bassin versant

4.2.1.1 Émissions et flux hydrochimiques

Pour les deux bassins expérimentaux de la présente étude, les mesures en continue de la turbidité, du débit, de la température et de la conductivité sont assurées par trois sondes distinctes (Campbell Scientifique) placées à l'amont d'un seuil servant à la mesure du débit. Les sondes sont reliées à une centrale d'acquisition de donnée (Campbell scientifique). Le prélèvement des eaux est assuré par un préleveur automatique (Hach LANGE), muni d'une pompe à dépression et d'un groupe froid permettant le stockage de 24 flacons de 400 ml à 4°C. L'énergie est fournie par une batterie 120 Ah – 12 V rechargée par un panneau solaire. Le rythme d'échantillonnage pour les bilans globaux, programmé pour une relève hebdomadaire est de 25 ml à pas de 30 minutes soit un flacon de 400 ml par 8h et 21 flacons par semaine. A l'issu de la semaine de prélèvements (conservation à 4°C), dans les 24h, les échantillons sont filtrés puis ils sont acheminés au laboratoire (Station Hydrobiologique INRA de Thonon les bains).

Ces mesures en continues sont complétées pour établir les bilans partiels. Le dispositif tient en un préleveur portable (ISCO) muni de 24 flacons de 400 ml. Le pas de temps choisi est le bilan 24h, soit 1 prélèvement par ¹/₄ heure pour 1 flacon par heure. Cet échantillonnage permet (i) d'appréhender les fluctuations horaires en flux, à l'exutoire et (ii) de caractériser de façon précise les périodes hydrologiques types (crues d'orages reprises hydrologiques, variabilité en étiage). Pour compléter, les eaux provenant d'origines variées (drains, émissaires, surface imperméabilisées, fossé), les eaux de sources et les eaux de pluies sont échantillonnées et analysées sur la base de prélèvements ponctuels reflétant la variabilité des épisodes hydrologiques. Les analyses réalisées sont le P (sur eaux brutes et filtrées, filtration à 0,7 μ m, selon EN 872 1996), les orthophosphates, l'azote sous formes ammoniacal et nitrique ainsi que les sulfates et les chlorures comme traceurs des activités de bassins.

4.2.1.2 États de bassin

La stratégie d'observation requise à l'échelle du bassin consiste fondamentalement en (i) la cartographie des connections hydrauliques établies par le réseau hydrographique, (ii) les états de surfaces des zones hydrologiquement actives définies par les connections avec le réseau hydrographique et (iii) une vision globale des usages des sols.

(i). la cartographie des zones actives permet de déterminer l'origine spatiale de l'eau dans un bassin versant. Un réseau de nœuds permet une vision qualitative du ruissellement (coule / ne coule pas). Une estimation des débits est faite définissant un indice de saturation des terrains drainés.

(ii). la description des états de surfaces consiste également en une évaluation semi-quantitative de la perméabilité de surface. La notion d'états de surfaces sera reprise à l'échelle de la parcelle pour rendre compte d'un indice structural du sol.

(iii). la vision globale des modes d'occupations des sols permet de vérifier, en complément des bases de données acquises, les événements naturels (glissements de terrains, inondations) ou les interventions anthropiques (agraires, pastorales, forestières) sur le bassin versant.

Le croisement de ces facteurs définit, pour l'échelle et la période hydrologique donnée, un « état du bassin versant ».

4.2.2 Réseaux d'observations à l'échelle de la parcelle

Au niveau des parcelles, des indicateurs complémentaires sont utiles pour caractériser qualitativement les transferts hydriques, dissous et solides par (i) l'observation des modalités des écoulements, (ii) l'observation des états de surfaces et (iii) l'observation des signes d'érosions.

(i). les observations sont réalisées lors des crues et l'observateur confirme ou infirme l'écoulement à des connections spécifiques. Pour palier aux déficiences d'observation par temps de crues et notamment au fait que certains épisodes de courtes durées peuvent échapper à l'observateur, des informations supplémentaires concernant les écoulements sont fournies par le couple d'observation : états de surfaces et signes d'érosions.

(ii). les états de surface notamment définis par Boiffin et al. (1988) pour des surfaces agricoles, consiste à évaluer un pourcentage d'une surface correspondant à quatre faciès structuraux, marqueurs d'évolution d'un sol d'un pôle fragmentaire vers un pôle à croute sédimentaire (surface de battance). Le stade de croute de battance est caractéristique d'un risque de ruissellement et d'érosion.

(iii). Enfin les figures d'érosions et parallèlement de sédimentations, se manifestent dans le premier cas par des réorganisations des sédiments (organiques et minéraux) dans la pente puis suivant la cinétique d'écoulement par des griffures, incisions, rigoles ou à l'extrême par des ravines. Les figures de sédimentations seront associées aux plages de dépôts en bas de versant ou à l'interfaces avec des zones de rétentions (bandes herbeuses, ripisylves, haies, prairies...).

Les tournées associées à ces états d'observations se font par le même observateur, afin de minimiser les risques de variabilité dans la perception des phénomènes et sur un réseau de parcelles représentatives de la diversité des sols et des pratiques culturales ainsi reconnues comme « zones

actives » pour le système de transfert de P du bassin versant. Les résultats des observations se traduisent par une cartographie des processus de transferts pour un événement hydrologique.

4.2.3 Réseau hydrographique

Au niveau du réseau hydrographique, des indicateurs du fonctionnement 'in stream' sont nécessaires pour caractériser les dynamiques dépôts -resuspensions des sédiments de la rivière et l'érosion des berges. Les sédiments représentent en effet un stock non négligeable de P-particulaire, y compris en rivière à caractère torrentiel (*Pilleboue, 1987 ; Dorioz et al., 1989*). La possibilité de rétention dans les sédiments du P rejeté, lors des étiages, par les sources ponctuelles accentue localement l'importance quantitative de ce stock temporaire vis-à-vis de la dynamique du P. Mais l'évaluation quantitative de ce stock à l'échelle d'un réseau reste un exercice complexe basé sur des bilans partiels couteux en temps et analyse, et donc non envisageable pour notre étude. Il en est de même pour l'érosion des berges, rarement évaluée qui nécessiterait des traçages inabordables (*Poulenard et al., 2007*). Dans ce contexte difficile, la stratégie mise en œuvre consiste à évaluer simplement la variabilité relative des phénomènes, d'un épisode à un autre, à l'aide d'indicateurs simples.

(i) l'estimation qualitative de l'intensité de l'érosion des berges dans des secteurs clés choisis à partir d'une typologie des berges (mesures du recul en plusieurs points référencés ...)

(ii) l'estimation du taux de dépôts et de remaniements de sédiments dans quelques des secteurs représentatifs, a partir de mesures régulières de hauteur et de piège à sédiments

Ces indicateurs sont mesurés après chaque événement hydrologique majeur en des lieux donnés.

5 MODELISATION

De nombreux modèles d'estimation de transferts de polluants dans les bassins versants existent, BASINS (US EPA, 1996), BICHE (Thiery, 1984), TOP MODEL (Beven et Kirby, 1979)... Notre choix porte sur SWAT (Soil and Water Assessement Tool, Arnold and Forher, 2005) complété par une approche empirique basée sur la décomposition des relations concentration-débits à l'exutoire du bassin. Nous testerons dans quelles mesures, lors de quelles périodes, ces modèles peuvent rendre compte des états de bassin versant observés (Jordan-Meille, 1998). SWAT est un modèle semi distribué déterministe destiné à prédire les effets de différents scénarios de gestion de l'espace rural sur les transferts hydriques, les transferts de sédiments et de nutriments à l'échelle de bassins versants hétérogènes et pour des longues périodes. L'échelle spatiale utilisée par SWAT est l'Unité de Réponse Hydrologique (HRU), qui est la superposition de différentes entités géographiques et structurales (topographie – pédologie – mode d'occupation des sols). Ce modèle a été choisi du fait de la fréquence de son usage pour des thématiques d'identification et de quantification des flux diffus dans des bassins versants à vocation agricole (Michaud et al., 2007). Il servira à simuler les évolutions du territoire, sur nos bassins versants expérimentaux. Le calage du modèle hydrologique utilisé (SCSCN pour Soil Conservation Service Curve Number) sera réalisé a partir (i) de données antérieures acquises de 2006 à 2008 sur le bassin de l'Albenche ainsi que les données en cours d'acquisition, (ii) sur les données de l'étude actuelle du bassin de la Deysse et sur les données météorologique de la zone d'étude depuis 2006. Les données nécessaires au déroulement du programme (pédologie du bassin versant, mode d'occupations des sols, pratiques agricoles) sont en cours d'acquisition.

6 CONCLUSION.

Le système de transfert du phosphore représente l'ensemble des structures et des fonctionnements du bassin versant qui gouverne à l'exutoire, la nature, l'intensité et le régime d'exportation des flux de phosphore impliqués dans l'eutrophisation des lacs. Notre objectif est de montrer comment dans un contexte de mutations péri-urbaines, ce système de transfert se modifie, pour déterminer de nouveaux bilans et régimes d'exportations (spéciations et époques). L'approche repose sur la modélisation de deux sous-bassins versants expérimentaux. Ces bassins font l'objet de campagnes de mesures spécifiques (concentrations- débits à l'exutoire, sols et usages des sols...). L'accent est mis sur la pollution diffuse agricole et sa contribution aux bilans. Les interactions et notamment le rôle des surfaces imperméabilisées et urbanisées comme facteurs de réorganisation des conditions d'écoulement, sont étudiés grâce à une analyse spatiale de l'évolution d'état de bassin à l'aide d'indicateurs. Le dispositif associé à cette stratégie est en place. Les mesures sont en cours d'acquisition sur 2009 – 2010

BIBLIOGRAPHIE

- Arnold J.G. and Forher N., 2005 SWAT2000: Current capabilities and Research opportunities in Applied Watershed Modelling. Hydrol. Process n⁹9 (3), p. 56 3-572
- Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G. and Saget A., 1998- Distribution of polluant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. Wat. Res. Vol. 32, n[®]. pp. 2341-2356.
- Beven, K J and Kirkby, M J. 1979 A physically based variable contributing area model of basin hydrology *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1),43-69.
- Boiffin J., Papy F., Eimberck M. 1988- Influence des systèmes de cultures sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. Agronomie. 8.8, 663-673 CISALB 2005 à 2008. Suivi Leysse – Sierroz. *Rapports*
- Dorioz J.-M., 2007 Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus et phosphoré dans les bassins versants agricoles. Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles. Etud. Gest. Sol., 14, 4, p. 249-266.
- Dorioz J.M.et Ferhi A. -1994- Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. Water Research, vol. 28, 2, 395-410.
- Dorioz J.-M. et Poulenard J., 2007 Le système de transfert du phosphore dans les bassins versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation de sols. Océanis, 33, 1-2, p. 123-145.
- Dorioz J.-M. et Trevisan D., 2008 Le transfert diffus du phosphore dans les bassins versants agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. Ingénieries. N° spécial p. 27-47.
- Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A. 1989 phosphorus dynamics in watersheds : role of trapping process in sediments. Wat. Res. 23, 147-158
- Dorioz J.M., Pelletier J., Benoit P., 1998b. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France). Water Research, 32, 2, 275-286.
- Dorioz J.-M., Wang D., Poulenard J., et Trevisan D.-2006 The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes, in France. Agric. Ecosyst. Environ., 117, p. 4-

DUVERNOY I., 2002- Espace agricole périurbain et politiques communales d'aménagement. Cybergéo, nº208. 14 p.

Grill.-J., Dorioz J.-M., aurousseau P., 2007 – Les zones tampons et la limitation de pollution des eaux de surface par le phoshore d'origine diffuse : fonctionnement, intérêt et limites. Océanis, 33, 1-2, p.241-260

- Jordan-Meille L. -1998-. Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique. Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.
- Jordan-Meille L., Trevisan D., Dorioz J.M. 2007- Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : le cas d'un bassin versant de la région Lémanique et sa portée générale. Océanis, 33, 1-2, p. 183-206
- Meals D.W. et Budd L.F. -1994 Lake Champlain non point source. Pollution assessment. Tech. report 6 A. Lake Champlain. Manag. Conference, Burlington

Meybeck M., 1982. - Carbon, nitrogen, and phosphorous transport by world rivers. Am. J. Sci., n²82, p. 401-450

- Michaud A.R., Giroux M., Landry C., Deslandes J., Beaudin I. et Lauzier R.-2007. Prévention des transferts diffus de phosphore en bassins-versants agricoles : perspectives Québécoises et de l'état du Vermont. Océanis, 33, 1-2, p.285-320.
- Nemery J -2003- Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amonts à l'estuaire: rôle du Phosphore échangeable sur l'eutrophisation. /Thèse /Sciences de la Terre. Univ. Paris 6, 259 p
- Nemery J., Garnier J., 2007 Dynamique du phosphore dans le bassin versant de la Seine : bilan et modélisation. Océanis, 33, 1-2, p. 87-102
- Pilleboue E. -1987- Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p.
- Poulenard J., Lefrançois J., Quétin P., Grimaldi. C., Millery A., Dorioz J.-M., 2007 Origine des matières en suspension dans les bassins versants ruraux. Conséquence pour le transport et la biodisponibilité du phosphore particulaire. Océanis, 33, 1-2, p. 223-240
- Quétin P., Bouvier., Lazzarotto J., Moille J.-P., Poulenard J.et Dorioz J.-M. -2005 Effets des évolutions du mode d'occupation des sols et d'opération de maîtrise de la pollution, sur le bilan de phosphore du bassin versant du Foron ;CIPEL Lausane, p. 157-169
- Thiery D.-1984- Moodélisation des transferts de nitrates dans cinq bassins versants à Rembercourt-aux-Pots (Meuse). Note technique SGN/EAU N®3-01. janvier 1984
- U.S. Environnemental portection Agency (USEPA). 1996. BASINS CDROM version 1, 1993-1994. Office of water/office of science ant technology.EPA-823-C-96-004
- Viaud, V., P. Durand, P. Merot, E. Sauboua, et Z. Saadi. -2005- Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. Agric. Water Manage. 74:135-163.
- Vollenweider R.A., 1968 Scientifics fundamentals of the eutrophication of lakes ans flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. OECD-report, DAS/SCI
- Wang D., Dorioz J.-M., Trevisan D., Braun D.C., Windhausen L.J., Vansteelant J.-Y.- 2004 Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the Basins of lake Champlain (Vermont) and lake Léman (France). In :Lake Champlain : partnership and research in the New Millenium. Manley T. and all Eds. Kluwer Acad. 2004 ; p. 159-189. (827)
DONNÉES GÉNÉRALES DE CONSTRUCTION DE SWAT : DONNÉES D'ENTRÉE ET FICHIERS SOURCES

Les données utilisées en entrée du modèle SWAT sont les suivantes :

- un modèle numérique de terrain (dans notre cas MNT de résolution 25 m * 25 m de l'Institut Géographique National (IGN) France (BD TOPO),
- la carte des sols digitalisée et à partir des données pédologiques (dans notre cas une cartographie du bassin versant et les données de la granulométrie des sols, de la teneur en matière organique, de la porosité tiré d'un travail de master 2 Cizabuiroz et Garin, 2010, *Université de Savoie*),
- la carte d'occupation des sols à partir des données du Corine Land Cover (2006), croisée par l'analyse visuelle des orthophotographies aériennes de la zone d'étude (données IGN BD ORTHO),
- des données concernant les pratiques agricoles et les plans d'épandages des boues de station d'épuration (RGA, 2010).
- des données météorologiques journalières (données météo France 1975-2010 et données de la station météorologique mise en place sur le site de l'Albenche, pour la période d'étude). La station du site de l'Albenche présente un jeu de données journalières de température minimale et maximale, vitesse du vent, radiation solaire, humidité relative, servent au calcule de l'évapotranspiration de référence,
- les débits journaliers (mesurés en continu puis agrégés au pas de temps journalier) à l'exutoire de l'Albenche et la Deysse. Le débit moyen journalier des stations d'épuration de la zone d'étude, injectés sous forme de *point source* dans SWAT.

Nous avons utilisé la version SWAT 2005 puis SWAT 2009 pour la version finale de la modélisation (<u>http://swatmodel.tamu.edu/software/swat-model</u>).

Nous avons utilisé le programme Baseflow pour calculer la partition entre écoulements de base et écoulements de surface (http://swatmodel.tamu.edu/software/baseflow-filter-program).

Nous avons utilisé l'applicatif *Potential Heat Unit* (PHU) pour le calcul des unités de chaleur (*heat units*) nécessaires à la maturation des végétaux pour chaque culture de la zone d'étude (<u>http://swatmodel.tamu.edu/software/potential-heat-unit-program</u>).

Le modèle a été calibré manuellement pour les deux bassins versants d'étude.

L'ensemble des fichiers nécessaires au fonctionnement du modèle est synthétisé dans le tableau en page suivante.

| fichiers sources | description des fichiers | | |
|---------------------------------------|--|--|--|
| file.cio | fichier principal. Ce fichier contient les liens vers l'ensemble des autres fichiers necessaire au | | |
| (echelle bassin versant) | fonctionnement du modele. Il contient également les paramètres généraux sur la durée de modelisation. | | |
| fig.fig | fichier de configuration du bassin versant. Il contient les informations necessaires aux routages des flux à | | |
| (echelle bassin versant) | l'echelle BV, ssBV et HRU (pour la phase terrestre et reseau hydrographique) | | |
| .bsn | fichier bassin. Definit les valeurs des paramètres et options utlisées pour modéliser les processus à l'echelle | | |
| (echelle bassin versant) | du bassin versant. | | |
| .pcp | fichier precipitation au pas de temps choisi (journalier dans notre cas). Plusieurs stations peuvent etre | | |
| (echelle bassin versant) | intégrées au modèle. | | |
| .tmp | fichier température au pas de temps choisi (journalier dans notre cas). Plusieurs stations peuvent etre | | |
| (echelle bassin versant) | intégrées au modèle. | | |
| .slr | fichier insolation au pas de temps choisi (journalier dans notre cas). Plusieurs stations peuvent etre | | |
| (echelle bassin versant) | intégrées au modèle. | | |
| .wnd | fichier vitesse du vent au pas de temps choisi (journalier dans notre cas). Plusieurs stations peuvent etre | | |
| (echelle bassin versant) | intégrées au modèle. | | |
| .hmd | fichier humidité au pas de temps choisi (journalier dans notre cas). Plusieurs stations peuvent etre intégrées | | |
| (echelle bassin versant) | au modèle. | | |
| .pet | fichier évapotranspiration potentielle (option). Ce fichier contient des valeurs de ETP. Sinon le model calcul | | |
| (echelle bassin versant) | l'ETP et ET selon différentes formules. | | |
| .cst | fichier contenant des données statistiques sur les paramètres météorologiques (SWAT intègre le modèle de | | |
| (echelle bassin versant) | traitement des données météorologiques CLIGEN). | | |
| .cal (echelle bassin versant) | fichier d'Auto calibration. | | |
| crop.dat (echelle bassin versant) | fichier de la base de données SWAT contenant les paramètres de croissance de la végétation. | | |
| till.dat | fichier de la base de données SWAT codant l'ensemble des opérations pouvant etre réalisées sur sols | | |
| (echelle bassin versant) | agricoles. | | |
| pest.dat | fichier de la base de données SWAT contenant l'ensemble des informations sur la mobilité, dégradation des | | |
| (echelle bassin versant) | pesticides. | | |
| fert.dat | fichier de la base de données SWAT contenant l'ensemble des informations sur la composition des intrants | | |
| (echelle bassin versant) | organiques et minerals pouvant etre appliqués. | | |
| urban.dat | fichier de la base de données SWAT portant sur les zones urbaines (facteur d'imperméabilisation, | | |
| (echelle bassin versant) | concentration du ruissellement, concentration en polluants) | | |
| .sub (échelle sous bassin versant) | fichier sous bassin. Fichier definissant pour chaque sous bassin, les variables topographiques (surfaces, calcul des pentes moyennes), les variables climatiques spécifiques, les propriétés morphologiques et topographiques des affluents (longueur, largeur moyenne, pente, hauteur de berges). Ce fichier contient également les liens vers les sous fichier de chaque HRU. | | |
| .wgn (échelle sous bassin versant) | fichier "weather generator". Ce fichier contient les données nécessaires à la création d'une base de données statistique. Cette base de données créée sert dans deux cas spécifiques : à la demande de l'utilisateur ou pour des lacunes dans les données renseignées. | | |
| .pnd | fichier "Pond and Wetland". Ce fichier contient les informations sur les paramètres utilisés pour modéliser | | |
| (échelle sous bassin versant) | les flux d'eau, de sédiments et de nutriments pour les "marais" et les "étangs". | | |
| .wus (échelle sous bassin versant) | fichier des usages de l'eau. Ce fichier contient les données utilisées pour simuler les consommations d'eau pour les différents usages. | | |
| .rte | fichier de routage. Contient les paramètres gouvernant le routage des flux d'eau, des sédiments, des | | |
| (échelle sous bassin versant) | nutriments (et autres pollutions diffuses modélisées), dans le reseau hydrographique. | | |
| .wwq | fichier qualité des eaux. Contient les paramètres utilisés par le modèle QUAL2E (cycle du phosphore, de | | |
| (échelle sous bassin versant) | l'azote, croissance et mort des bactéries). A l'echelle du cours d'eau principal | | |
| .swq | fichier qualité des eaux. Contient les paramètres utilisés par le modèle QUAL2E (cycle du phosphore, de | | |
| (échelle sous bassin versant) | l'azote, croissance et mort des bactéries). A l'echelle de l'affluent | | |
| .hru (échelle de la HRU) | fichier HRU. Contient les données données générales HRU. A renseigner pour chaque HRU. | | |
| .mgt | fichier mgt. Contient pour chaque HRU les paramètres liés aux opérations agricoles et les paramètres | | |
| (échelle de la HRU) | biotiques des vegetaux de la HRU. | | |
| .sol (échelle de la HRU) | fichier sol. Contient pour chaque HRU les paramètres physiques des sols. | | |
| .chm (échelle de la HRU) | fichier qualité chimique des sols. Contient pour chaque HRU la qualité bio chimique des sols (azote, bactéries, phosphore, pesticides) | | |
| .gw | fichier aquifere. Contient pour chaque HRU les paramètres de calage des flux de l'eau dans les nappes et | | |
| (échelle de la HRU) | dans les sols. | | |
| .lwq (à l'échelle du réservoir) | fichier qualité des eaux. Contient les paramètres utilisés par le modèle QUAL2E (cycle du phosphore, de l'azote, croissance et mort des bactéries). A l'echelle du réservoir | | |
| .res (fichier reservoir) | fichier réservoir. Caractérise le transfert hydrique et de sédiments dans les lacs naturels et lac de barrage (sédimentation, cycle du phosphore, cycle de l'azote). | | |

LISTE DES PARAMÈTRES DE CALAGE DE SWAT

L'ensemble des paramètres de calage du modèle est reporté dans les tableaux cidessous. Les tableaux détaillent le paramètre (identifiant) associé au fichier auquel il est rattaché et l'opération à laquelle ce paramètre contribue.

| operation | file | identifiant |
|----------------|-------|-----------------|
| water balance | .soil | max.root.depth |
| water balance | .soil | porosity anions |
| water balance | .soil | crack volume |
| water balance | .soil | depth |
| water balance | .soil | bulk density |
| water balance | .soil | AWC |
| water balance | .soil | Ksat |
| water balance | .soil | Org. C |
| water balance | .soil | Clay |
| water balance | .soil | Silt |
| water balance | .soil | Sand |
| water balance | .soil | Rock fragm. |
| water balance | .soil | Soil Albedo |
| surface runoff | .soil | Erosion K |
| surface runoff | .soil | Salinity |

| operation | file | identifiant |
|------------------|------|-------------|
| master file | .cio | .cio |
| water balance | .bsn | SFTMP |
| water balance | .bsn | SMTMP |
| water balance | .bsn | SMFMX |
| water balance | .bsn | SMFMN |
| water balance | .bsn | TIMP |
| water balance | .bsn | SNOCOVMX |
| water balance | .bsn | SNO50COV |
| water balance | .bsn | ESCO |
| water balance | .bsn | EPCO |
| water balance | .bsn | EVLAI |
| water balance | .bsn | FFCB |
| surface runoff | .bsn | SURLAG |
| surface runoff | .bsn | ADJ_PKR |
| surface runoff | .bsn | PRF |
| surface runoff | .bsn | SPCON |
| surface runoff | .bsn | SPEXP |
| nutrient cycling | .bsn | RCN |
| nutrient cycling | .bsn | CMN |
| nutrient cycling | .bsn | N_UPDIS |
| nutrient cycling | .bsn | P_UPDIS |
| nutrient cycling | .bsn | N_PERCO |
| nutrient cycling | .bsn | PPERCO |
| nutrient cycling | .bsn | PHOSKD |
| nutrient cycling | .bsn | PSP |
| nutrient cycling | .bsn | RSDCO |

| operation | file | identifiant |
|------------------|------|-------------|
| water balance | .gw | SHALLST |
| water balance | .gw | DEEPST |
| water balance | .gw | GW_DELAY |
| water balance | .gw | ALPHA_BF |
| water balance | .gw | GWQMN |
| water balance | .gw | GW_REVAP |
| water balance | .gw | REVAPMN |
| water balance | .gw | RECHARG_DP |
| water balance | .gw | GWHT |
| water balance | .gw | GW_SPYLD |
| nutrient cycling | .gw | GW_NO3 |
| nutrient cycling | .gw | GWSOLP |
| water balance | .hru | SLSUBBSN |
| water balance | .hru | HRU_SLP |
| water balance | .hru | OV_N |
| water balance | .hru | LAT_TTIME |
| water balance | .hru | SLSOIL |
| water balance | .hru | CANMX |
| water balance | .hru | ESCO |
| water balance | .hru | EPCO |
| water balance | .hru | RSDIN |
| surface runoff | .hru | LAT_SED |
| nutrient cycling | .hru | ERORGN |
| nutrient cycling | .hru | ERORGP |
| water balance | .hru | POT_FR |
| water balance | .hru | FLD_FR |
| water balance | .hru | RIP_FR |
| water balance | .hru | DEP_IMP |

| operation | <mark>file</mark> | identifiant |
|----------------------|-------------------|-------------|
| Managment code | .mgt | NMGT |
| Init. Plant Growth | .mgt | IGRO |
| Init. Plant Growth | .mgt | PLANT_ID |
| Init. Plant Growth | .mgt | LAI_INIT |
| Init. Plant Growth | .mgt | BIO_INIT |
| Init. Plant Growth | .mgt | PHU_PLT |
| Gen.Mgt parameter | .mgt | BIOMIX |
| Gen.Mgt parameter | .mgt | CN2 |
| Gen.Mgt parameter | .mgt | USLE_P |
| Gen.Mgt parameter | .mgt | BIO_MIN |
| Gen.Mgt parameter | .mgt | FILTERW |
| Urb .Mgt parameter | .mgt | IURBAN |
| Urb .Mgt parameter | .mgt | URBLU |
| Irrigation Mgt param | .mgt | IRRSC |
| Irrigation Mgt param | .mgt | IRRNO |
| Irrigation Mgt param | .mgt | FLOWMIN |
| Irrigation Mgt param | .mgt | DIVMAX |
| Irrigation Mgt param | .mgt | FLOWFR |
| Tile Drain Mgt param | .mgt | DDRAIN |
| Tile Drain Mgt param | .mgt | TDRAIN |
| Tile Drain Mgt param | .mgt | GDRAIN |
| Mgt operation | .mgt | NROT |
| Operation shedule | .mgt | |
| routing | .rte | CHW2 |
| routing | .rte | CHD |
| routing | .rte | CH_S2 |
| routing | .rte | CH_L2 |
| routing | .rte | CH_N2 |
| routing | .rte | CH_K2 |
| routing | .rte | CH_EROD |
| routing | .rte | CH_COV |
| routing | .rte | CH_WDR |
| routing | .rte | ALPHA_BANK |

| operation | file | identifiant |
|---------------|------|-------------|
| sub parameter | .sub | SUB_KM |
| sub parameter | .sub | LATITUDE |
| sub parameter | .sub | ELEV |
| sub parameter | .sub | IRGAGE |
| sub parameter | .sub | ITGAGE |
| sub parameter | .sub | ISGAGE |
| sub parameter | .sub | IHGAGE |
| sub parameter | .sub | IWGAGE |
| sub parameter | .sub | WGNFILE |
| sub parameter | .sub | FCST_REG |
| sub parameter | .sub | ELEV_BAND |
| sub parameter | .sub | ELEV_FR |
| sub parameter | .sub | SNOEB |
| sub parameter | .sub | PLAPS |
| sub parameter | .sub | TLAPS |
| sub parameter | .sub | SNO_SUB |
| sub parameter | .sub | CH_L1 |
| sub parameter | .sub | CH_S1 |
| sub parameter | .sub | CH_W1 |
| sub parameter | .sub | CH_K1 |
| sub parameter | .sub | CH_N11 |
| sub parameter | .sub | PNDFILE |
| sub parameter | .sub | WUSFILE |
| sub parameter | .sub | CO2 |
| sub parameter | .sub | Rrfinc |
| sub parameter | .sub | TMPINC |
| sub parameter | .sub | RADINC |
| sub parameter | .sub | HUMINC |
| sub parameter | .sub | HRUTOT |

| operation | file | identifiant |
|-------------------------|------|-------------|
| water quality-nutrient | .swq | RS1 |
| water quality-nutrient | .swq | RS2 |
| water quality-nutrient | .swq | RS3 |
| water quality-nutrient | .swq | RS4 |
| water quality-nutrient | .swq | RS5 |
| water quality-nutrient | .swq | RS6 |
| water quality-nutrient | .swq | RS7 |
| water quality-nutrient | .swq | RK1 |
| water quality-nutrient | .swq | RK2 |
| water quality-nutrient | .swq | RK3 |
| water quality-nutrient | .swq | RK4 |
| water quality-nutrient | .swq | RK5 |
| water quality-nutrient | .swq | RK6 |
| water quality-nutrient | .swq | BC1 |
| water quality-nutrient | .swq | BC2 |
| water quality-nutrient | .swq | BC3 |
| water quality-nutrient | .swq | BC4 |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_REA |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_VOL |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_KOC |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_STL |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_RSP |
| water quality-pesticide | .swq | CHPST_MIX |
| water quality-pesticide | .swq | SEDPST_CONC |
| water quality-pesticide | .swq | SEDPST_REA |
| water quality-pesticide | .swq | SEDPST_BRY |
| water quality-pesticide | .swq | SEDPST_ACT |

| operation | file | identifiant |
|------------------|------|-------------|
| W. Water Quality | .wwq | LAO |
| W. Water Quality | .wwq | IGROPT |
| W. Water Quality | .wwq | AIO |
| W. Water Quality | .wwq | Al1 |
| W. Water Quality | .wwq | AI2 |
| W. Water Quality | .wwq | AI3 |
| W. Water Quality | .wwq | Al4 |
| W. Water Quality | .wwq | AI5 |
| W. Water Quality | .wwq | AI6 |
| W. Water Quality | .wwq | MUMAX |
| W. Water Quality | .wwq | RHOQ |
| W. Water Quality | .wwq | TFACT |
| W. Water Quality | .wwq | K_1 |
| W. Water Quality | .wwq | K_N |
| W. Water Quality | .wwq | K_P |
| W. Water Quality | .wwq | LAMBDA0 |
| W. Water Quality | .wwq | LAMBDA1 |
| W. Water Quality | .wwq | LAMBDA2 |
| W. Water Quality | .wwq | P_N |

INSTRUMENTATION DES BASSINS VERSANTS, MESURES ET ANALYSES RÉALISÉES

Les bassins versants expérimentaux.

Le bassin versant de l'Albenche (250 hectares) – Le Moulin- est dominée par des activités d'élevage, avec plus de 50 % de sa surface couverte de prairies permanentes. Le ruisseau de l'Albenche au niveau du secteur étudié (de 0,9 l/s à 950 l/s) est lié aux activités du bassin par de nombreuses connexions. La pression due à de la pollution ponctuelle semble assez modérée avec des concentrations de P total à l'étiage de 80 à 100 μ g P total/l et est relativement bien ciblée dans l'espace. La géologie est principalement représentée par deux types de formations : des molasses tertiaires et des dépôts de tills glaciaires. Globalement, la perméabilité des terrains est faible et la réponse du bassin aux épisodes hydrologiques rapide.

Le bassin versant de la Deysse (6800 hectare) a une structure plus complexe. Sa structure géographique, en position de vallum glaciaire ; sa structure géologique, scindée entre collines bordières molassiques glacées par des placages morainiques et un fond de vallée comblé par une succession de dépôts glaciaires et post glaciaires masqués et compactés par un till de fond wurmien ; font de ce bassin une entité morcelée. L'utilisation est également partagée entre une vocation agricole et un mitage péri-urbain favorisé par la position centrale du bassin de l'Albanais dans l'axe Annecy – Aix les Bains.



Équipements et suivis.

Pour les deux bassins expérimentaux, les mesures en continue de la turbidité, du débit, de la température et de la conductivité sont assurées par trois sondes distinctes (Campbell Scientifique) placées à l'amont du seuil, hors zone d'influence de celui-ci et reliées à une centrale d'acquisition de donnée (Campbell scientifique). Le prélèvement des eaux est assuré par un préleveur automatique (Hach LANGE), muni d'une pompe à dépression et d'un groupe froid permettant le stockage de 24 flacons de 400 ml à 4°C. L'énergie est fournie par une batterie 120 Ah – 12 V rechargé par un panneau solaire (SOLEMS ingénierie).

Le rythme d'échantillonnage pour les bilans globaux, programmé pour une relève hebdomadaire est de 25 ml à pas de 30 minutes soit un flacon de 400 ml par 8h et 21 flacons par semaine. A l'issu de la semaine de prélèvements (conservation à 4°C), dans les 24h, les échantillons sont filtrés puis ils sont acheminés au laboratoire (Station Hydrobiologique INRA Thonon les bains). Ce programme d'échantillonnage diriger à l'échelle du bassin versant, permet une bonne adéquation entre représentativité de la variabilité des concentrations en P et charge analytique.

Ces mesures en continues sont complétées pour des bilans partiels (périodes hydrologique caractéristiques). Le dispositif tient en un préleveur portable muni de 24 flacons de 400 ml. Le pas de temps choisi est le bilan 24H, soit 1 prélèvement par ¼ heure pour 1 flacon par heure. Cet échantillonnage permet (i) d'appréhender les fluctuations journalières en flux, à l'exutoire et (ii) et de caractériser de façon précise les périodes hydrologiques types (crues d'orages reprises hydrologiques, variabilité en étiage).

Pour compléter, les eaux provenant d'origines variées (drains, émissaires surface imperméabilisées, fossé), les eaux de sources et les eaux de pluies seront échantillonnées et analysées sur la base de prélèvements ponctuels reflétant la variabilité des épisodes hydrologiques.

Données acquises sur les bassins en vue de la modélisation : exemple, la cartographie des sols du bassin de la Deysse

La spatialisation sur un SIG et la caractérisation physique des sols du bassin de la Deysse et de l'Albenche (bassins imbriqués), a fait l'objet d'un stage de MASTER 1 (Université de Savoie, filière EPGM – Cizabuiroz et Garin, 2010) durant les mois d'Avril et Mai 2010.



Localisation des profils et fosses pédologiques pour la réalisation de la carte pédologique de la DEYSSE et ALBENCHE (Cizabuiroz et Garin, 2010).



Carte pédologique des bassins de la DEYSSE et ALBENCHE (Cizabuiroz et Garin, 2010).

Le bassin versant de l'Albenche a fait l'objet d'une étude antérieur sur les flux de phosphore et l'origine spatiale et temporelle des sédiments associés (Poulenard et al. 2007). L'ensemble du réseau hydrographique, temporaire et permanent est finement cartographié et la cartographie du mode d'occupation des sols est réalisée. Les connexions au réseau hydrographique sont répertoriées selon une typologie précise (zones de piétinement, abreuvoir, itinéraire technique...).

L'acquisition d'autres données, relatives aux pratiques agricoles des bassins ont fait l'objet d'un stage de MASTER 1 (Université de Savoie, filière DRIME). Ces données sont injectées en données d'entrées du modèle SWAT concernant les pratiques agricoles du bassin versant de l'Albenche.

RELATIONS FLUX/DÉBIT POUR LES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ANALYSÉS

Les relations établies entre les flux d'éléments mesuré et le débit nous permettent, pour chacun des éléments, de palier aux lacunes de mesures lors d'épisodes non échantillonnés (pannes, gel, vandalisme des équipements). Pour chacun des éléments une chronique flux-débit est calculé sur la base d'une régression linéaire déterminée par la relation flux d'éléments mesurés-débit.

| | Albenche | | Deysse | |
|-----------|-------------------------------|----------------------|-------------------------------|--|
| paramètre | coefficient (r ²) | ajustements retenus | coefficient (r ²) | ajustements retenus |
| MeS | 0,98 | y=6,1806*Q²-8,1945*Q | 0,99 | y=539,39*Q3-0,3438*Q2-0,5002*Q |
| P-PP | 0,79 | y=6,3001*Q²+1,6751*Q | 0,96 | y=311,81*Q ³ +121,36*Q ² -7,1989*Q |
| P-Ptef | 0,98 | y=0,3319*Q²+3.4647*Q | 0,91 | y=35,548*Q²+1,9481*Q |
| P-PO4 | 0,98 | y=0,2938*Q2+3.0414*Q | 0,89 | y=24,313*Q²+2,0698*Q |
| N-NH4 | 0,63 | y=0,2546*Q²+7.9098*Q | 0,84 | y=8,9551*Q-1,3984 |
| N-NO3 | 0,93 | y=259,24*Q | 0,94 | y=274,75*Q-1,7106 |

Relation flux-débit pour les principaux éléments mesurés à l'exutoire de l'Albenche et de la Deysse.



Relation entre flux des principaux éléments et débit à l'exutoire des bassins versants d'étude (Albenche colonne de gauche ; Deysse colonne de droite)

ANALYSES DÉTAILLÉES POUR DES CRUES DE DIFFÉRENTES PÉRIODES

Pour les deux bassins versants, l'analyse détaillée de certaines de ces crues (Figure à Figure - et Tableau - à Tableau -) montre que la concentration en phosphore total (P-Ptot= 0,664 mg/l en maximale) est contrôlée dans un premier temps, en montée de crue, par la concentration en phosphore particulaire (P-PP=0,437 mg/l en maximale) puis secondairement, en descente de crue, lié aux formes dissoutes (P-Ptef=0,283 mg/l en maximal). L'exemple de la crue du 22 juillet 2010 illustre cette tendance avec cependant pour celle-ci, une plus faible proportion de PP (55 % du phosphore sous forme particulaire (PP) au pic de crue puis rapidement de l'ordre de 20% à 30% en récession).



Albenche : crue du 2 novembre 2009

Figure 1: Evolution débit (Q, en I/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/I), des nitrates (NO3 en mg N/I) et des sulfates (SO4 en mg/l) mesurés lors de la crue de reprise hydrologique du 2 novembre 2009 à l'exutoire de l'Albenche. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesure est l'heure.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|-----|-----|
| Flux en kg | 0,9 | 2,5 | 50 |

Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) et Tableau -1: nitrates (NO3) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche lors de la crue de reprise hydrologique du 2 novembre 2009.

Albenche : crue du 29 novembre 2009



Figure -2 : Evolution débit (Q, en I/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/l), de l'ammonium (NH4 en mg N/l) mesurés lors de la crue de reprise hydrologique du 29 novembre 2009 à l'exutoire de l'Albenche. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesure est l'heure.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|-----|-----|
| Flux en kg | 3,3 | 3,9 | nc |

Tableau - 2 : Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de l'Albenche lors de la crue de reprise hydrologique du 29 novembre 2009.



Figure -3 : Evolution débit (Q, en m3/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/l), des nitrates (NO3 en mg N/l), de l'ammonium (NH4 en mg/l) mesurés lors de la période d'étiage du 16 mars 2010 à l'exutoire de la Deysse. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesures est de deux heures.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|-----|-----|
| Flux en kg | 0,8 | 0,4 | 7 |

Tableau -3 : Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) et nitrates (NO3) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse lors de la période d'étiage du 16 mars 2010.



Figure -4 : Evolution débit (Q, en m3/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/l), des nitrates (NO3 en mg N/l) de l'ammonium (NH4 en mg/l), des sulfates (SO4 en mg/l) et des chlorures (CI en mg/l) mesurés lors de la crue estivale du 22 juillet 2010 à l'exutoire de la Deysse. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesure est de huit heures.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|-----|-------|
| Flux en kg | 8,9 | 4,6 | 129,5 |

Tableau -4 : Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) et nitrates (NO3) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse, lors de la crue estivale du 22 juillet 2010.



Figure -5 : Evolution débit (Q, en m3/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/l), des nitrates (NO3 en mg N/l) de l'ammonium (NH4 en mg/l), des sulfates (SO4 en mg/l) et des chlorures (CI en mg/l) mesurés lors de la crue de transition du 29 avril 2010 à l'exutoire de la Deysse. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesure est de huit heures.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|-----|------|
| Flux en kg | 143 | 115 | 2800 |

Tableau -5 : Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) et nitrates (NO3) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de la Deysse, lors de la crue estivale du 29 avril 2010.



Figure -6 : Evolution débit (Q, en m3/s) des matières en suspension (MeS en mg/l), des formes du phosphore (PP et Ptef en mg P/l), de l'ammonium (NH4 en mg/l), des sulfates (SO4 en mg/l) et des chlorures (Cl en mg/l) mesurés lors de la crue hivernale du 6 décembre 2010 à l'exutoire de la Deysse. La durée de l'épisode mesuré est exprimée en heure en abscisse. Le pas de temps de mesure est de huit heures.

| | Ptef | PP | NO3 |
|------------|------|------|------|
| Flux en kg | 203 | 1800 | 9600 |

Tableau -6 :Flux en phosphore dissous (Ptef), en phosphore particulaire (PP) etnitrates (NO3) en kilogrammes (kg) mesurés à l'exutoire du bassin versant de laDeysse, lors de la crue hivernale du 6 décembre 2010.

SYNTHÈSE GÉNÉRALE

Caractérisation, quantification et modélisation de flux de phosphore, eau et sédiments dans le bassin versant du lac du Bourget : exemple des bassins versants de l'Albenche et de la Deysse Florent Pezet ⁽¹⁻²⁾, Jean Marcel Dorioz ⁽¹⁾, Michel Lafforgue ⁽²⁾, Philippe Quetin ⁽²⁾ et Dominique Trevisan ⁽²⁾

Florent Pezet - SAFEGE – Savoie Technolac – 48 av. du Lac du Bourget – B.P 318, France.
florent.pezet@safege.fr
Jean-Marcel Dorioz - INRA, UMR CARRTEL – 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains, France.
jean-marcel.dorioz@thonon.inra.fr
Michel Lafforgue@safege.fr
Philippe Quetin - INRA, UMR CARRTEL – 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains, France
philippe.quetin@thonon.inra.fr
Dominique Trevisan - INRA, UMR CARRTEL – 75, av. de Corzent, 74203 BP 11, Thonon les bains, France
philippe.quetin@thonon.inra.fr

Le phosphore: définition, propriétés clés et notions d'impacts sur son environnement

Les organismes vivants ont besoin de phosphore. Le phosphore joue un rôle fondamentale dans le métabolisme et à la structuration cellulaire (phospholipides, sucres phosphorylés, acides nucléiques et fonctions dans le transfert de l'énergie). Le phosphore représente 2% à 4% du poids sec de la plupart des cellules (Karl, 2000). Le terme phosphore englobe de très nombreux composés phosphatés présents dans les eaux, les sols et les sédiments ainsi que dans la biomasse (Poulenard et al., 2007). Généralement, pour des objectifs opérationnels (Lazzarotto et al., 2007), distinction est faite entre phosphore dissous et phosphore particulaire (seuil arbitraire à 0,45 µm), et entre phosphore organique et phosphore minéral, ce dernier étant composé en général, dans les eaux, en majeur partie d'orthophosphates (PO₄)

Au delà de cette diversité de formes, quelques propriétés clés expliquent la dynamique du phosphore dans les bassins versants et son impact environnemental :

- le PO₄ est la seule forme de phosphore directement assimilable par les êtres vivants,
- le phosphore n'a pas de phase gazeuse significative : le phosphore total des eaux et des sols est dit conservatif,
- le phosphore est peu soluble, et présente une forte affinité pour la phase solide, par conséquent le phosphore est principalement stocké dans la biomasse, la surface du sol et les sédiments,
- le phosphore particulaire est la forme dominante des transferts hydriques en périodes de crues (Jordan-Meille, 1998), notamment via les écoulements de surface,
- les flux de sub-surfaces sont capables de transférer des quantités non négligeables de phosphore dissous en zone drainé (Michaud et al., 2008) mais également en zones de prairies (Hahn 2012),
- le phosphore particulaire possède deux propriétés majeures : la « biodisponibilité » (aptitude du support à fournir du phosphore assimilable par la biomasse) et le pouvoir fixateur (capacité du phosphore à se fixer sur les particules).

Ces deux dernières propriétés, sont très importantes pour évaluer l'impact des flux sur le milieu aquatique mais leur mesure est laborieuse et ne se fait pas par simple dosage (extraction chimiques – Olsen et al., 1954 - , isotherme d'adsorption – Gaultier, 1994 ; Poulenard et al., 2007). L'état actuel des connaissances ne permet pas d'établir une relation directe entre phosphore total et biodisponibilité potentielle.

Le phosphore en excès est responsable d'un phénomène de dégradation de la qualité des eaux: l'eutrophisation des eaux douces continentales (Barroin, 1999). Ce phénomène est reconnu comme universel depuis les travaux de Vollenweider (1968) et ceux de Schindler au début des années 1970. Le terme d'eutrophisation désigne le passage d'un état « oligotrophe » caractérisé par une faible production végétale, à un état « eutrophe » caractérisé par une forte production végétale. Il est paradoxal de constater que l'excès de phosphore « déstabilise » les milieux aquatiques alors que les ressources minières en phosphore s'amenuisent (Elser and Bennet, 2011).

Contexte d'étude :

Le lac du Bourget n'a pas échappé à cette eutrophisation et la prise de conscience des perturbations a débuté dès les années 1950 (Hubault, 1947) avec le constat d'une baisse des captures des deux espèces incontournables du lac du Bourget (l'omble chevalier et le lavaret) puis les premières fleurs d'eau à cyanobactéries (Balland, 1976). Les symptômes précoces de la dégradation de la qualité des eaux du lac datent des années 1940 (Jenny et al., 2013). Ce sont cependant pendant les années 1960 à 1980 que la qualité des eaux du lac s'est le plus fortement dégradée.

D'importants travaux d'assainissement ont été menés dès les années 1980 et cette gestion plus efficace des eaux usées a permit une diminution drastique des apports de phosphore total et orthophosphates (le phosphore des eaux usées domestiques est composé à près de 70 % à 90 % d'orthophosphates – Houhou et al., 2009) vers le lac. La concentration de cet élément dans la colonne d'eau a également diminué mais certaines perturbations du milieu aquatique ont malgré tout persisté : jusqu'en 2009 la biomasse algale était cycliquement dominée par une espèce de cyanobactérie (*planktothrix rubescens*) apparue dans les années 1990. L'état de santé du lac du Bourget est surveillé par des missions de suivis scientifiques qui cherchent notamment à définir puis suivre des indicateurs sur la colonne d'eau, jugés pertinents pour l'évaluation du niveau trophique du lac. D'autres suivis menés en parallèles, décrivent les évolutions de la qualité des eaux des affluents du Lac et l'évolution des différentes pressions de pollutions du bassin versant. Depuis quelques années ce 'tableau de bord' décrit une amélioration notable de l'état trophique des eaux confirmant le retour à un statut oligo-mésotrophe du lac du Bourget (Jacquet et al., 2012).

Sites d'étude et démarches méthodologiques :

Dans ce contexte, l'analyse des suivis portant sur les bilans d'apports en phosphore au Lac du Bourget révèle, comme pour la plupart des milieux aquatiques français, l'existence d'une pollution phosphorée résiduelle non négligeable, attribuée empiriquement par les gestionnaires à des sources diffuses d'origines agricoles. Pour identifier et caractériser ces sources, leur contribution aux flux, les impacts potentiels et les conditions de maitrise de ces pollutions, deux bassins versants expérimentaux imbriqués (l'un agricole, l'Albenche – 250 ha et l'autre péri-urbain, la Deysse – 6800 ha) sont instrumentés et suivis durant la période de septembre 2009 à février 2011 dans le cadre d'un travail de thèse en financement CIFRE menée en partenariat entre le comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget (CISALB), le laboratoire CARRTEL (UMR INRA) et le bureau d'étude SAFEGE.

Des enregistrements en continu à l'exutoire des deux bassins versants expérimentaux, portant sur la conductivité et le débit sont réalisés pendant 18 mois consécutifs (de aout 2009 à janvier 2011). Des prélèvements moyens journaliers pondérés par le débit sont réalisés et certains paramètres clés de la qualité physico-chimique des eaux sont analysés Pour le bassin versant de l'Albenche, un état des lieux des sols et des activités agricoles (enquêtes agricoles menées chez les exploitants) et un suivi de l'évolution de la saturation des sols du bassin versant (tournées de terrain hebdomadaires pendant un an se référant au protocole décrit par Jordan-Meille 1998) est réalisé. La connaissance de ces territoires s'appuie également sur des travaux scientifiques antérieurs (Poulenard et al., 2006, Poulenard et al., 2007; Poulenard et al., 2008), sur la cartographie fine du réseaux hydrographiques et de l'hydromorphologie, et sur la cartographie des sols et sur des connaissances hydrogéologiques régionales (DDA, 1980)

Les suivis hydrochimiques permettent une caractérisation qualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant, pour les flux d'eau, les flux de matière en suspension (fraction $<200 \ \mu$ m) et les flux de certains nutriments (phosphore total, phosphore particulaire, phosphore dissous, nitrate et ammonium). Pour chacun des deux bassins versants, et sur la base des données collectées et mesures réalisées, les régimes d'exportations calculés ont été modélisés à l'aide du modèle semi-distribué à base physique SWAT (Soil and Water Assessement Tool – Arnold and Forher, 2005). Ce modèle 'bassin versant' permet notamment de (i) réaliser des estimations de flux sur des bassins versants hétérogènes en taille et occupation des sols, (ii) prendre en compte aussi bien les pollutions d'origines diffuses que les pollutions d'origines ponctuelles, (iii) réaliser des simulations prédictives sur des évolutions des utilisations des sols et sur les évolutions de forçages externes (variations des régimes de précipitation).

Bilans et flux de phosphore : des pollutions diffuses non négligeables en tête de bassin versant et des pollutions ponctuelles encore importantes dans le bassin versant péri-urbain

Pour le bassin versant de l'Albenche (250 Ha) le flux spécifique de phosphore total calculé, incluant les pertes associées au fonctionnement des exploitations agricoles, est de l'ordre de 2 kg/P/ha ce qui en se référant à la bibliographie (Dorioz et al., 2002, Kronvang et al., 2007; Jarvie et al., 2010) est considéré comme relativement important au regard des flux spécifiques de bassins versants supportant les mêmes activités. A l'échelle annuelle, ce flux est composé par près de 80% de phosphore particulaire exporté pour ³/₄ pendant les 10 crues les plus importantes des campagnes de mesures. Dans l'état actuel des connaissances sur les priorités de biodisponibilité du phosphore particulaire, cette forte contribution ne permet pas de caractériser précisément l'impact des flux agricoles. Les flux de nitrates mesurés simultanément sont aussi relativement élevés (19 kg/N/ha/an) et confirment une pression agricole non négligeable avec des régimes de fertilisations relativement importants (de l'ordre de 40 à 50 kg P/ha/an).

Pour le bassin versant de la Deysse, à l'instar de l'Albenche le flux de nitrate calculé est assez élevé, de l'ordre de 12 kg N/ha/an mais le flux de phosphore total calculé est plus faible que sur l'Albenche, de l'ordre de 1,1 kg P/ha/an. Les origines de cette pollution phosphorée sont mixtes, avec un peu plus de 40% de ces émissions restent attribuables à des sources d'origines ponctuelles et un peu moins de 60% aux pollutions diffuses (bruits de fonds, pollutions agricoles, pollutions urbaines résiduelles). Ce bilan portant sur les entrées et les sorties du système hydrologique comporte des incertitudes notamment sur le diagnostic de pollutions résiduelles agricoles (fuites agricoles non maitrisées) et sur le diagnostic des pollutions diffuses urbaines. Ces points peuvent être affinés par la mise en œuvre de diagnostics à l'échelle de l'exploitation pour les pollutions agricoles, et dans le cadre de schéma directeur d'assainissement pour les pollutions urbaines. Les flux annuels pour l'Albenche et la Deysse sont présentés dans le tableau 1.

| | ALBENCHE (en tonne) | flux spécifiques (kg/ha/an) | DEYSSE (en tonne) | flux spécifiques (kg/ha/an) |
|------|------------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| MeS | 372 | 1442 | 3031 | 446 |
| PP | 0,4 | 1,6 | 5,7 | 0,8 |
| Ptot | 0,5 | 1,9 | 7,5 | 1,1 |
| NH4 | 0,1 | 0,4 | 3,1 | 0,5 |
| Ptef | 0,1 | 0,4 | 1,8 | 0,3 |
| PO4 | 0,1 | 0,4 | 1,8 | 0,3 |
| NO3 | 4,9 | 19 | 80,7 | 12 |
| CI | 17,7 | 69 | 755 | 111 |
| SO4 | 36,3 | 141 | 422 | 62 |
| Q | | 2120 l/s/ha | | 1370 l/s/ha |

Tableau 1 : Exportations en tonnes et flux spécifiques (kg/ha/an), pour l'année 2010, des différents éléments mesurés à l'exutoire des bassins versants d'étude. Les éléments sont: Matière en suspension (MeS), phosphore particulaire (PP), phosphore total (Ptot), azote ammoniacal (NH4), phosphore dissout (Ptef), orthophosphates (PO4), nitrates (NO3), chlorure (Cl) et sulfate (SO4).

Mécanismes clés d'exportation : ruissellements sur zones saturées et érosion des berges en tête de bassin versant, et importance des processus in-stream dans le bassin versant péri-urbain.

Pour les deux bassins versants, l'analyse des données physico-chimiques de l'eau montre que les régimes d'exportations (eau, sédiments, phosphore, azote) ont une dynamique spécifique. Les pertes en phosphore ne se limitent pas aux mécanismes classiques de mobilisation et d'exportations (érosions des surfaces de sol, exportations par ruissellement de type hortonnien) mais sont grandement liées à l'état de saturation des sols du bassin versant et à la contribution de certaines zones actives du bassin versant nommées « zones à sources variables (VSA – Variable Source Area dans la littérature anglo saxonne). Ces zones sont connues pour jouer un rôle important dans les transferts hydrologique, mais aussi dans le transfert des matières en suspension et des nutriments (Sharpley et al., 1999 ; Gbureck et al., 2002).

En référence aux travaux de Dorioz et al., (1998b), et afin de caractériser ces régimes, nous avons identifié des périodes homogènes en terme de réponse hydrologique de chaque bassin versant et de propriétés clés des régimes d'exportations (tableau 2). Nous distinguons ainsi :

- Un régime estival, pour lequel sont sollicitées des surfaces très réactives avec une très faible capacité de stockage avant ruissellement. Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes estivales. Pour la Deysse, près de 240 kg d'orthophosphates (soit 13 % du flux annuel), 110 kg de phosphore particulaire et plus de 4000 kg de nitrates sont exportés en 2010 lors de ce régime.
- Un régime de transition, pour lequel sont sollicitées en plus des surfaces liées à l'état initial, des surfaces complexes associées à des capacités de stockages plus importantes. Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes automnales. En 2010, 600 kg d'orthophosphates (soit plus de 30% du flux annuel), près 1000 kg de phosphore particulaire et près de 16500 kg de nitrates sont exportés par la Deysse pour ce régime.
- Un régime hivernal, qui met en jeu des surfaces liées principalement à l'extension maximale des réservoirs de fond de vallées mais également à l'extension maximale des réservoirs liées aux nappes perchées (tête de bassin et coteau). Les crues associées à cet état, sont des crues qui se produisent généralement pendant des périodes hivernales et post-hivernales (mars, avril). Ces crues de période saturée sont de forts débits, associées à des écoulements généralisés provenant de nombreuses surfaces actives du bassin versant graduellement connectées au réseau hydrographique. Pour la Deysse 1000 kg d'orthophosphates, près 4500 kg de phosphore particulaire et près de 60000 kg de nitrates sont exportés en 2010 pour ce régime,

| | | P-PP | | P-Ptot | | P-PO4 | volum | volume écoulé | |
|----------------------|------|------|------|--------|------|-------|-------|---------------|--|
| | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | Alb. | Dey. | |
| régime estival | 1% | 2% | 1% | 4% | 2% | 13% | 5% | 6% | |
| régime de transition | 17% | 18% | 18% | 29% | 20% | 32% | 37% | 35% | |
| régime hivernal | 82% | 80% | 81% | 67% | 78% | 55% | 58% | 59% | |

Tableau 2: Répartition des flux d'eau et des formes du phosphore à l'exutoire des bassins versants d'étude en fonction des régimes hydrologiques. Pour le bassin versant de l'Albenche qui est largement couvert par des prairies pâturées, les flux de pollutions phosphorés et azotés mesurés à l'exutoire dépassent les valeurs communément admises et tendent à se rapprocher de valeurs connues dans des systèmes plus intensifs (Hahn, 2012). Ces fortes valeurs s'expliquent par différents mécanismes en lien avec la dynamique hydro-sédimentaire du bassin versant. A son entrée dans le réseau hydrographique, le phosphore dissout se retrouve en contact avec des matières en suspensions issues de berges. Les matériaux constitutifs de ces berges ont de faibles concentrations en phosphore (de l'ordre de 300 à 400 ppm) et constitue un support à fort pouvoir fixateur (Poulenard et al., 2007). Des échanges/équilibres rapides s'opèrent entre les phases, le phosphore dissous se trouve majoritairement fixé sur la phase solide porteuse et est transféré à l'exutoire sous forme de phosphore particulaire (Paccini and Gachter, 1999, Reddy et al., 1999) dont la biodisponibilité potentielle peut être cependant relativement importante (Dorioz et al., 1998a).

Pour le bassin versant de la Deysse, comme pour d'autres bassins versants soumis à des pollutions ponctuelles relativement importantes, les exportations de phosphore sont marquées par des processus de rétentions et remobilisation au sein du cours d'eau. Ces processus également appelés « in stream » ont la plupart du temps un rôle prédominant dans la quantité et la spéciation des flux de phosphore transférés à l'exutoire (Trevisan et al., 2012). En générale ces processus génèrent, lors d'épisodes de crues, une remobilisation de la charge en phosphore du cours d'eau, contrôlée principalement par des mécanismes physiques (remobilisation des sédiments) et des échanges physico--chimiques entre les différentes phases (Dorioz et al., 1998 ; Withers et Jarvie, 2008). Pour le cas de la Deysse, cette remobilisation est marquée par de fortes valeurs des concentrations en phosphore particulaire (moyenne du rapport PP/MeS = 3571 ppm pour une moyenne des débit moyen journaliers de l'ordre de 0,26 m³/s) mais également de fortes valeurs des concentrations en phosphore dissous (moyenne des concentrations moyennes journalières pondérées par le débit, P-PO₄ = 0,152 mg/l – ce qui est une concentration très forte, vecteur de risque d'eutrophisation).

Avancées méthodologiques : modélisation des transferts de phosphore

Afin de mieux représenter certains processus hydrologiques et certains mécanismes jouant un rôle important dans l'acquisition et le transfert de la charge en matières en suspension et phosphore, des développements spécifiques sur la modélisation sont apportés pour le bassin versant de l'Albenche (Pezet et al., 2013) et pour le bassin versant de la Deysse.

Pour le bassin versant de l'Albenche, sur la base de travaux récents (Schneiderman et al., 2007, Easton et al., 2008) le modèle est adapté pour mieux tenir compte de la distribution dans l'espace et dans le temps des « zones à sources variables » (surfaces génératrice de ruissellements par saturation en eau des sols (Merot, 1988, Steehnuis et al., 1995)) et leurs impacts sur la mobilisation et le transfert de phosphore issue des « zones sources critiques » (ces sources combinent des stocks – du phosphore mobilisable par exemple – et un vecteur qui est le ruissellement de surface dans le cas présent (Gbureck et al., 2002, Heathwaite et al., 2005, Trevisan et al., 2010)). Dans un deuxième temps une amélioration est également apportée pour mieux simuler les flux de phosphore particulaire à partir du modèle d'érosion et de transport sédimentaire de SWAT. Cette dernière amélioration porte sur la prise en compte de la concentration en phosphore particulaire des différentes sources de matières en suspension (matériaux des berges, matériaux du lit de la rivière et du sol du bassin versant) dans le calcul du flux de phosphore particulaire à l'exutoire. Ces progrès, sur la prise en compte des « zones sources variables » et des « zones sources critiques » permettent d'apporter une nette amélioration sur la détermination puis la prédiction des flux de phosphore, dans le contexte spécifique du bassin versant de l'Albenche.

Pour le bassin versant de la Deysse, à partir des travaux de Trevisan et al. (2012), une approche spécifique de modélisation estdéveloppée pour rendre compte partiellement des processus complexes et transitoires de dépôts, mobilisations, transferts des sédiments dans les cours d'eau, ainsi qu'une appréciation des phénomènes de rétention-désorption et de spéciation des différentes formes du phosphore. L'approche développée permet une nette amélioration de l'estimation des flux de phosphore à l'exutoire de la Deysse.

Le flux annuel simulé de PO₄ est de 1950 kg soit assez proche du flux mesuré (1850 kg) pour la même période. Cependant pour certaines crues estivales de faibles débits ainsi que pour certaines crues de reprises hydrologiques de 2009, le modèle développé sous estime encore les flux. C'est pendant ces périodes que les processus de rétentions du phosphore sur la phase solide sont les plus complexes, car ils sont également contrôlés par des processus biologiques (Withers et Jarvie, 2008). Les résultats du modèle laissent donc supposer qu'une fraction du phosphore remobilisable n'est pas simulée, notamment en lien avec des processus physique de dispersion ou des processus biologiques (Trevisan et al., 2012). Le flux de phosphore particulaire simulé pour 2010 est de l'ordre de 6,5 T soit une surestimation de l'ordre de 15% par rapport aux flux de phosphore particulaire mesuré à l'exutoire. Paradoxalement, le modèle sous estime très largement le flux exporté lors de crues exceptionnelles (au nombre de trois ou quatre par an). Pour ces crues les flux sont souvent plus importants en raison de multiples contributions de sources de phosphore provenant en plus du réseau hydrographique lui-même, de multiples zones actives du bassin versant connectées dans ces conditions à l'exutoire (Jordan-Meille et Dorioz, 1998; VanSteelant et al., 1997).

Impact du changement d'échelle sur les mécanismes d'exportations.

A deux échelles différentes, les bassins versants d'études sont donc soumis à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour le bassin versant de l'Albenche et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour le bassin versant de la Deysse. Pour chaque niveau d'organisation du bassin versant, des mécanismes clés gouvernent l'acquisition et le transfert de la charge en phosphore des 'zones sources' vers l'exutoire du bassin. Selon un gradient amont-aval marqué par des apports ponctuels croissant, les régimes d'exportation sont contrôlés par :

- <u>la dynamique hydrologique</u> : pour les bassins amont, l'extension spatiale et temporelle de zones de saturation des sols (appelées zones à sources variables (VSA)), et un transfert rapide des écoulements liées aux conditions géomorphologiques et géologiques du terrain, organisent les régimes d'exportations (Pezet et al., accepted). A l'échelle du bassin de la Deysse, l'organisation du territoire favorise l'occurrence de zones tampons (forêts, plaine alluviale, zone ripariennes, annexes hydrauliques des cours d'eau) ayant une action bénéfique sur les transferts d'eau et de matières (sédiments, nutriments, bactéries) en favorisant les phénomènes de stockages et de gestion des restitutions au sein du cours d'eau (Viaud et al., 2005 ; Schmalz et al. 2008, Dorioz et al. 2011).
- <u>la dynamique hydro-sédimentaire</u> : le bassin amont est marqué par des apports importants de matière en suspension (principalement issues des berges et du lit du cours d'eau) à fort pouvoir fixateur (Poulenard et al., 2007). Par conséquent les flux de phosphore particulaire à l'exutoire sont très important (plus de 1,5 kg/P/ha). Le bassin versant de la Deysse est marqué par des mécanismes de reprise de sédiments « in stream » ou provenant des zones de stockages distribuées dans le paysage. Pour ce bassin versant, le flux de phosphore total est principalement contrôlés par ces mécanismes « in stream » et les spéciations de forme de phosphore qui s'opèrent au sein du réseau hydrographique. La zone de plaine agricoles et de marais, joue également un rôle important sur la dynamique de rétention-restitution du phosphore et notamment du phosphore dissous par des phénomène de solubilisation et de métabolisation (Reddy et al., 1999).

Conséquences en termes de gestion opérationnelle des flux : quel principe de gestion pour quelle échelle d'organisation du territoire ?

Le gestionnaire se demande quel serait l'impact de l'évolution de certains facteurs (réorganisation des utilisations des sols ou pratiques agricoles) ou de forçages externes (évolutions climatiques) sur ces bilans et régimes d'exportation à l'exutoire des bassins versants. De façon concrète, certains objectifs du second contrat de bassin versant portent des actions de réduction des flux de nutriments ayant une origine diffuse et agricole.

Afin de répondre à certaines de ces questions, SWAT a été utilisé dans le but d'avancer sur le compréhension et la modélisation des processus clés du système de transfert de phosphore pour, en perspective pouvoir implémenter différents scénarios des gestions de certaines pratiques agricoles mais aussi des scenarios d'incidence de forçage externe (eg. précipitation) sur les régimes d'exportations des flux de phosphore diffus, transférés à l'exutoire.

Avec les données et simulations réalisées on constate que si certaines pratiques agricoles peuvent impliquer de nettes variations des flux annuel simulés, les régimes de précipitations apparaissent cruciaux dans l'importance, la spéciation et la répartition temporelle des flux de phosphore vers le Lac du Bourget. Des années de références à bilans hydrologiques très contrastés ont donc été modélisées (quatre années, dont la distribution de la pluviosité est de plus ou moins 30 % par rapport à la moyenne interannuelle des précipitations entre 1975 et 2010). Les années les plus humides sont marquées par les plus fortes exportations (10 T de phosphore total pour 2008 et 14 T de phosphore total pour 1999).

Le lac du Bourget reçoit donc proportionnellement plus de phosphore total et probablement plus de phosphore dissous, majoritairement bio-disponible pour ces années à fortes exportations. Ce phosphore est plus facilement extrait du stock en phosphore du sol qui a globalement tendance à s'accroitre du fait des activités anthropiques (Grizzetti et al., 2007 ; Lemercier et al., 2007). Dans ce contexte de pression croissante, les évolutions climatiques sont déterminantes dans la dynamique des régimes d'exportation et le bilan des flux de phosphore à l'exutoire. Des actions pour limiter les transferts de phosphore se justifient.

Un ensemble de mesures opérationnelles de réduction des pollutions diffuses agricoles est détaillé dans les travaux du COST (action 869 – Schouman et al., 2011) qui font figurent de références sur les diagnostics et les moyens d'atténuation des pollutions diffuses agricoles. Ces mesures portent sur des méthodes actives - la réduction des flux à la source (pratiques agricoles, gestion des systèmes fermiers, directives européennes sur l'eau) mais également sur des méthodes passives – gestion des transferts dans le paysage (portant sur les flux d'eau, de matière en suspension et sur les nutriments). Nous proposons un ensemble de mesures (tableau 3) basées sur les travaux du COST et pertinentes au regard du contexte étudié.

| échelles d'action | effets sur P et N | mesures d'atténuation |
|---------------------------|---|---|
| exploitation agricole | diminuer les sources | réduction des rejets des eaux de lavages |
| | diminuer les sources | mise aux normes des installations de stockage des effluents |
| nterface parcelle/rivière | diminuer les sources | protection des accès à la rivière |
| | augmenter la rétention | création/restauration des zones tampons |
| | augmenter la rétention | création/restauration de la ripisylve |
| bassin versant | diminuer les sources | modification des pratiques de fertilisation (zones sources critiques) |
| | diminuer les sources ralentir les transferts | limitation de l'augmentation des surfaces imperméabilisées |
| | diminuer les sources | utilisation secondaire des effluents (méthanisation) |
| | rétention et transformation | création/restauration de zones tampons |
| rivière/corridor fluvial | rétention et transformation | création/restauration des annexes hydrauliques, |
| | rétention et transformation | réstauration/renaturation du lit mineur du cours d'eau |
| | rétention et transformation | stabilisation des berges des cours d'eaux |
| | rétention et transformation | réstauration des zones humides |

Tableau 3 : Sources – vecteurs – cibles de la pollution au phosphore pour les bassins versant étudiés. Options d'atténuation et de contrôle de la qualité des eaux (d'après Dorioz et al., 2011 et Schoumans et al., 2014))

Certaines actions d'atténuation des émissions de pollutions diffuses trouvent un écho particulier dans le contexte d'étude. La mise en place d'une stratégie de limitation à la source mais également d'atténuation des flux au sein du territoire par des pratiques ciblées doit être réfléchie par rapport au changement d'échelle, d'organisation du territoire et par rapport aux mécanismes clés d'exportations. Pour le bassin versant de l'Albenche, les actions porteront donc principalement sur la répartition spatiale et temporelle des régimes de fertilisations (sources majoritaire de flux de phosphore) et sur la stabilisation des berges (source majoritaire de flux de matière en suspension). Ces actions pourront également porter sur une réduction des émissions de phosphore des exploitations agricoles (déconnexion des eaux de lavages des aires d'exercices, mises aux normes des capacités de stockages des effluents). Pour le bassin versant de la Deysse, les régimes d'exportations sont principalement marqués par les processus « in stream » et le rôle tampon de la plaine alluviale. Les actions porteront plutôt sur la gestion des dynamiques hydrologique et hydrauliques. Des mesures de restaurations des cours d'eau (renaturation du lit mineur, réactivations d'annexes hydrauliques, gestions ou restaurations de la ripisylve) permettent in fine d'augmenter le temps de résidence de l'eau dans l'écosystème qui est le principal facteur dans la rétention des nutriments (De Klein and Koelmans, 2010) mais elles ont également un bénéfice environnemental certain (Kronvang et al., 2009).

Enfin, l'impact potentiel des crues n'est pas le même selon l'époque de transfert. Les conséquences sont différées pour les crues du régime de transition et du régime hivernal : le phosphore n'est majoritairement pas directement biodisponible et est principalement stocké et utilisé au printemps suivant (Jordan-Meille et al., 2007). Les crues de période estivale ont quand à elles une importance particulière car elle interviennent a une période où la biomasse utilise directement les entrées de phosphore (Jacquet et al., 2012) et pour lesquelles les flux de phosphore sont majoritairement biodisponibles (Dorioz et al., 1998). La tendance à l'imperméabilisation des surfaces du bassin versant favorise donc ces exportations lors de périodes de forte réceptivité de l'écosystème lacustre.

Conclusion :

La concentration en orthophosphates mesurée dans la colonne d'eau du lac du Bourget lors du brassage hivernale a diminué de 2008 à 2011, pour atteindre la valeur de 10 μ g P/l.

Certains travaux récents (Jenny et al., 2013) soulignent l'importances des évolutions climatiques actuelles sur la qualité des eaux du lac. D'autres travaux, dans un contexte de fortes pollutions ponctuelles historiques, montrent l'importance du rôle de l'imperméabilisation croissante d'un bassin versant dans la distribution temporelle des exportations à l'exutoire et sur la trajectoire écologique de plans d'eau de barrage (Pezet et al *In prep.*). Il convient, dans ce contexte de se poser certaines questions, notamment sur la part de réduction des flux attribuable à la variabilité des régimes hydrologiques par rapport à la part des réductions de flux en lien direct avec les actions menées à l'échelle du bassin versant, ou sur les effets de stockage dans le territoire

Selon le « tableau de bords » du suivi de la qualité physico-chimique des eaux, le lac du Bourget se situe dorénavant dans un état de transition vers une ré-oligotrophisation.

A cette période charnière et au vu de certains résultats de l'étude sur le fonctionnement des régimes d'exportations des flux de phosphore, se pose également la question du devenir et de la bio-disponibilité du phosphore total au sein de la colonne d'eau. Est-elle constante ou fonction de la dynamique des régimes d'exportations des affluents ?

Notre travail apporte une base de réflexion pour expliquer le fonctionnement actuel de ces exportations, et anticiper l'évolution des flux de phosphore exportés vers le lac pour différentes échelles d'observation et dans un contexte climatique et anthropique changeant.

Cette compréhension des exportations de phosphore apportée par la thèse nous permet de faire des propositions d'atténuations des flux de phosphore sur le bassin versant du lac du Bourget.

Bibliographie :

Arnold J.G. and Forher N. (2005). SWAT2000: Current capabilities and Research opportunities in Applied Watershed Modelling. Hydrol. Process n°19 (3), p. 563-572

Balland. P. (1976). Le lac du Bourget : exemple de lutte contre l'eutrophisation. CTGREF, Grenoble, pp. 323-340

Barroin,G. (1990). La pollution des eaux par les phosphates. La Recherche, vol. 21 N° 221: 620-627

DDA (1980). Étude des ressources en eau de l'Albannais. Direction départementale de l'agriculture 73, Chambéry, 30p

De Klein J.J.M. and Koelmans, A.A (2010). Quantifying seasonal export and retention of nutrients in lowland rivers at catchment scale. Hydrological Processes. In press.

Dorioz J.M, Pelletier J, Benoit P., (1998a). Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France) Water Research, vol. 32, n°2, p.275-286.

Dorioz J.M., Cassel, E.A., Orand A., and Eisenman K.G. (1998b). Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed. Hydrological processes, vol 12, 285-309

Dorioz J.M., Trevisan D. (2002). Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'experience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale. IRDA Quebec Agrosols, 12, 2, 85-97.

Dorioz J.-M., Gascuel-Odoux C., Merot P. and D. Trevisan. (2011). Landscape control on diffuse pollution: a critical review on some investigations on phosphorus – retaining landscape features, pp 141-154. In van Bochove, E, P.A. Vanrolleghem, P.A. Chambers, G. Thériault, B. Novotná and M.R. Burkart (eds.), 2011. Issues and Solutions to Diffuse Pollution: Selected Papers from the 14th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group, DIPCON 2010. Conférence sur la pollution diffuse 2010 inc., Québec, Québec, CANADA. 495 pages.

Easton Z.M, Fuka D.R, Walter M.T, Cowan D.M, Schneiderman E.M, Steenhuis T.S. (2008). Reconceptualizing the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. Journal of hydrology 38(3):279-291

Elser J.J. and Benett E.M., (2011). A broken biogeochemical cycle. Nature 478:29-31 Invited Commentary.

Gburek W.J., Drungil C.C., Srinivasan M.S., Needelman B.A., Woodward D.E. (2002). Variable-sourcearea controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. Journal of Soil Water Conservation 57: 534–543.

Grizzetti, B., F. Bouraoui, and G. De Marsily. (2005). Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. Physics and Chemistry of the Earth 30(8-10): 508-517.

Hahn, C. (2012). Phosphorus losses from grassland dominated catchments: modeling and experimental validation. Ph.D. thesis. ETH ZURICH, 113p.
Heathwaite, A.L., Dils, R.M., Liu, S., Carvalho, L., Brazier, R.E., Pope, L., Hughes, M., Philips, G., May, L., (2005). A tiered risk-based approach for predicting diffuse and point source phosphorus losses in agricultural areas. Science of the Total Environment 344 (1–3), 225–239.

Hubaut., E. (1947). Études thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). Ann. Ecol. Nat. Eaux et Forêts. 10.

Houhou J., Lartiges B.S., Hofmann A., Frappier G., Ghanbaja J., Temgoua A. 2009- Phosphate dynamics in an urban sewer : A case study of Nancy, France. Water Research. vol 43. p.1088-1100

Jacquet, S., D. Barbet, S. Cachera, A. Caudron, M. Colon, C. Girel, J. Guillard, A. Hébert, F. Kerrien, L. Laine, J. Lazzarotto, J.-P. Moille, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. 2012. Suivi environmemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. Rapport INRA-CISALB-CALB, 221 pages.

Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Bowes, M.J., Palmer-Felgate, E.J., Harper, D., Wasiak, K., Wasiak, P., Hodgkinson, R.A., Bates, A., Stoate, C., Neal, M., Whickham, H.D., Harman, S.A. and Armstrong, L.K. (2010). Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. Agriculture, Ecosystems and Environment 135, 238–252.

Jenny JP, Arnaud F, Dorioz JM, Giguet Covex C, Frossard C, Sabatier P, Millet L, Reyss JL, Tachikawa K, Bard E, Pignol C, Perga ME (2013) A spatiotemporal investigation of varved sediments highlights the dynamics of hypolimnetic hypoxia in a large hard-water lake over the last 150 years. Limnology and Oceanography. 58(4), 1395-1408.

Jordan-Meille L. (1998). Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique. Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.

Jordan-Meille L. et Dorioz J.M. (2004) Soluble phosphorus in an agricultural watershed. Agronomie, 24 p. 237-248

Jordan-Meille L., Trevisan D., Dorioz J.M. (2007). Variabilité des mécanismes de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : le cas d'un bassin versant de la région Lémanique et sa portée générale. Océanis, 33, 1-2, p. 183-206

Karl D.M. (2000). Phosphorus, the staff of life. Nature 406: 31-32.

Kronvang, B., Vagstad, N., Behrendt, H., Bogestrand, J., and Larsen, S. E. (2007): Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview, Soil Use Manage., 23, 104–116.

Kronvang B., Hoffman C.C., and Dröge R. (2009) Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river-floodplain in Denmark : combining field studies with laboratory experiments. Marine ans Freshwater Research 60, 638-646

Lazzarotto J., Janusz D. et Dorioz J.M. (2007). Spéciation et biodisponibilité du phosphore particulaire dans les sédiments et suspensions dans le milieu aquatique continental. Océanis, 33, 1-2 p. 147-164.

Michaud A.R., Giroux M., Landry C., Deslandes J., Beaudin I. et Lauzier R. (2007). Prévention des transferts diffus de phosphore en bassins-versants agricoles : perspectives Québécoises et de l'état du Vermont. Océanis, 33, 1-2, p.285-320.

Merot P. (1988). Les zones de sources à surface variable et la question de leur localisation, Hydrologie Continentale., 3, 105-115.

Poulenard J., Lefrançois J., Quétin P., Grimaldi. C., Millery A., Dorioz J.-M. (2007). Origine des matières en suspension dans les bassins versants ruraux. Conséquence pour le transport et la biodisponibilité du phosphore particulaire. Océanis, 33, 1-2, p. 223-240.

Olsen S., Cole C., Watanabe F., Dean L. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.

Pezet F, Dorioz JM., Quetin Ph., Lafforgue M and Trevisan D.(2013) Using SWAT VSA to predict P pollution in an agricultural catchment with several aquifers. Journal of Hydrologic Engineering. *In press*

Pezet F, Lafforgue M, Chassignol V., and Arnaud F. Origine des phosphates dans un bassin versant de lac de barrage : exemple du bassin versant amont du Furan. Diagnostic et proposition de remédiation. *In Prep.*

Poulenard J., Perrette Y., Fanget B., Quetin P., Trevisan D., Dorioz J.M. (2009). Infrared tracing of sediment sources in a rural watershed. Science of the Total Environement. 407. 2808-2819.

Reddy K. R., Kadlec R. H., Flaig E. & Gale P. M. (1999): Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29:1, 83-146

Sharpley, A.N.; Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. J. Environ. Qual. 29, 176-181.

Schindler D.W. (1974). Eutrophication and Recovery in experimental Lakes : Implication for Lake Management. science, New Series, Vol 184, N° 4139, pp.897-899.

Schmalz ., Tavares F. and Fohrer N. (2008) Modelling hydrological processes in mesoscale lowland river basins with SWAT—capabilities and challenges, Hydrological Sciences Journal, 53:5, 989-1000. http://dx.doi.org/10.1623/hysj.53.5.989

Schneiderman, E.M., Steenhuis, T.S., thongs, D.J., Easton, Z.M., zion, M.S., Mendoza G.F., Walter M.F., Neal, A.L. (2007). Incorporating variable source area hydrology into the curve number based generalized watershed loading function model. Hydrological Processes available from: http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/1144295425/PDFSTART

Schoumans, O.F. (Ed), W.J. Chardon (Ed), M. Bechmann, C. Gascuel-Odoux, G. Hofman, B.Kronvang, M.I. Litaor, A.Lo Porto, P. Newell-Price and G rubaek. (2011). Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of cost action 869. Wageningen, Alterra, Alterra-Report 2141. 144p.;38 Fig.; 9 Photo's; 22 Tables; 368 Ref.; 1 Annex.

Steenhuis T.S., Winchell M., Rossing J., Zollweg J.A., Walter M.F. (1995). SCS runoff equation revisited for variable-source runoff areas. American Society of Civil Engineers, Journal of Irrigation and Drainage Engineering 121: 234–238.

Trevisan D., Dorioz J.M., Poulenard J., Quetin Ph., Prigent Combaret C., Merot Ph. (2010). Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. Water research, 44, p. 3847-3860

Trevisan, D., Quetin, P., Barbet, D., Dorioz, J.M. (2012). POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses, Journal of Hydrology 450-451. 254-266.

Vansteelant J.Y., Trevisan D., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1997). Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. Agronomies, 17, 65-82

Viaud, V., P. Durand, P. Merot, E. Sauboua, et Z. Saadi. (2005). Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. Agric. Water Manage. 74:135-163.

Vollenweider R.A. (1968). Scientifics fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. OECD-report, DAS/SCI

Withers P.J.A., Jarvie H.P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Science of the total environment. 400. 379-395.

Zhou A., Tang H., and Wang P. (2005). Phosphorus adsorption on natural sediments: modelling and effects of pH and sediment composition. Water Research, n° 39(7),p.1245-1254.

