



HAL
open science

Impact du changement du mode d'occupation des sols sur le fonctionnement hydrogéochimique des grands bassins versants : cas du bassin versant de l'Ain

van Tuan Nghiem

► To cite this version:

van Tuan Nghiem. Impact du changement du mode d'occupation des sols sur le fonctionnement hydrogéochimique des grands bassins versants : cas du bassin versant de l'Ain. Sciences de la Terre. Université de Grenoble, 2014. Français. NNT : 2014GRENU009 . tel-01548391

HAL Id: tel-01548391

<https://theses.hal.science/tel-01548391>

Submitted on 27 Jun 2017

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.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Science de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Van-Tuan NGHIEM

Thèse dirigée par **Rachid NEDJAI** et
codirigée par **Laurent CHARLET**

préparée au sein du **Laboratoire UMR PACTE**
dans l'**École Doctorale : Terre, de l'Univers et de l'Environnement**

Impact du changement du mode d'occupation des sols sur le fonctionnement hydrogéochimique des grands bassins versants : cas du bassin versant de l'Ain

Thèse soutenue publiquement du **11 Juin 2014**,
devant le jury composé de :

M. Luc DESCROIX

Directeur de recherche à l'Institut de Recherche pour le développement (IRD), HDR, Muséum National d'Histoire Naturelle, Rapporteur

M. Dominique DUMAS

Enseignant-Chercheur, Professeur, Université Lyon III (Jean Moulin), Rapporteur

M. Sylvain BIGOT

Enseignant-Chercheur, Professeur, Université Joseph Fourier, Examineur

M. Florent RENARD

Maître de conférences, Université Lyon III (Jean Moulin), Examineur

M. Rachid NEDJAI

Enseignant-Chercheur, Professeur, Université d'Orléans, Directeur de thèse

M. Laurent CHARLET

Enseignant-Chercheur, Professeur, Universités Joseph Fourier, Co-Directeur de thèse



Remerciements

Mes premiers remerciements vont naturellement à mes directeurs de thèse, Rachid Nedjai et Laurent Charlet. Monsieur Nedjai a été le premier à m'accueillir dans le laboratoire PACTE Territoire, il a toujours fait preuve de bienveillance à mon égard. Je lui en suis reconnaissante pour les sujets intéressants qu'il m'a donné et pour son encadrement tout au long de ma thèse et qu'il m'a également aussi poussé pour obtenir des résultats (en hydrologie, notamment). Je tiens à remercier chaleureusement Laurent Charlet, pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'encadrer ce travail doctoral et pour toutes les heures qu'il a consacrées à diriger cette recherche. Merci pour tout.

Je remercie Messieurs Luc Descroix et Dominique Dumas de m'avoir accepté la tâche de rapporteurs de cette thèse. J'éprouve un profond respect pour leur travail et leur parcours. Leurs remarques m'ont permis d'envisager mon travail sous un autre angle. Pour tout cela je les remercie.

Je tiens à remercier M. Sylvain Bigot et M. Florent Renard pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse. Leurs remarques et commentaires ont jeté un courant d'air frais qui m'a permis de clarifier certains points de ce manuscrit.

Je remercie le gouvernement du Vietnam qui a financé cette thèse et mes déplacements en France. Je remercie également le Département nationale de Télédétection du Vietnam qui maintient un bon travail pour moi d'après ma thèse finie.

Je souhaite remercier vivement le Coup de Pouce avec des personnes bénévoles très gentils, pour m'avoir aidé dans l'apprentissage française. J'adresse également un très grand merci à Messieurs Alain De la Casinière et Bernard Chandesris, qui m'ont aidé à apprendre le français ainsi qu'à corriger ma thèse en terme de la langue française.

Je tiens également à adresser un remerciement au laboratoire PACTE pour leur soutien logistique ainsi que pour la très bonne ambiance que j'ai toujours trouvée au centre. Je remercie Gorges Rovera (enseignant-chercheur au PACTE) pour m'avoir enseigné la pratique de l'analyse des échantillons de sol et la création de la carte pédologique.

Je tiens également à remercier mes amis vietnamiens pour m'avoir toujours encouragée et s'être inquiétés du bon déroulement de mes études. Je remercie tout particulièrement mon ami, TRAN Xuan-Truong, qui m'a aidé beaucoup pour passer des difficiles dans ma vie pour la première année en France.

Mes derniers remerciements et non les moindres, s'adressent à ma femme Phuong-Thao et à ma petite fille Nhat-Phuong, qui, pour mon plus grand bonheur partagent ma vie. Elles sont simplement le pilier de toutes mes constructions et la base de tous mes projets. Elles ont su, tout au long de cette thèse, m'encourager dans ma voie. Ses soutiens ont été sans faille et la clef de ma réussite. Sans elles à mes côtés, cette réalisation n'aurait pas la même saveur.

Remerciements

Mes premiers remerciements vont naturellement à mes directeurs de thèse, Rachid Nedjai et Laurent Charlet. Monsieur Nedjai a été le premier à m'accueillir dans le laboratoire PACTE Territoire, il a toujours fait preuve de bienveillance à mon égard. Je lui en suis reconnaissante pour les sujets intéressants qu'il m'a donné et pour son encadrement tout au long de ma thèse et qu'il m'a également aussi poussé pour obtenir des résultats (en hydrologie, notamment). Je tiens à remercier chaleureusement Laurent Charlet, pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'encadrer ce travail doctoral et pour toutes les heures qu'il a consacrées à diriger cette recherche. Merci pour tout.

Je remercie Messieurs Luc Descroix et Dominique Dumas de m'avoir accepté la tâche de rapporteurs de cette thèse. J'éprouve un profond respect pour leur travail et leur parcours. Leurs remarques m'ont permis d'envisager mon travail sous un autre angle. Pour tout cela je les remercie.

Je tiens à remercier M. Sylvain Bigot et M. Florent Renard pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse. Leurs remarques et commentaires ont jeté un courant d'air frais qui m'a permis de clarifier certains points de ce manuscrit.

Je remercie le gouvernement du Vietnam qui a financé cette thèse et mes déplacements en France. Je remercie également le Département nationale de Télédétection du Vietnam qui maintient un bon travail pour moi d'après ma thèse finie.

Je souhaite remercier vivement le Coup de Pouce avec des personnes bénévoles très gentils, pour m'avoir aidé dans l'appréhension française. J'adresse également un très grand merci à Messieurs Alain De la Casinière et Bernard Chandesris, qui m'ont aidé à apprendre le français ainsi qu'à corriger ma thèse en terme de la langue française.

Je tiens également à adresser un remerciement au laboratoire PACTE pour leur soutien logistique ainsi que pour la très bonne ambiance que j'ai toujours trouvée au centre. Je remercie Gorges Rovera (enseignant-chercheur au PACTE) pour m'avoir enseigné la pratique de l'analyse des échantillons de sol et la création de la carte pédologique.

Je tiens également à remercier mes amis vietnamiens pour m'avoir toujours encouragée et s'être inquiétés du bon déroulement de mes études. Je remercie tout particulièrement mon ami, TRAN Xuan-Truong, qui m'a aidé beaucoup pour passer des difficiles dans ma vie pour la première année en France.

Mes derniers remerciements et non les moindres, s'adressent à ma femme Phuong-Thao et à ma petite fille Nhat-Phuong, qui, pour mon plus grand bonheur partagent ma vie. Elles sont simplement le pilier de toutes mes constructions et la base de tous mes projets. Elles ont su, tout au long de cette thèse, m'encourager dans ma voie. Ses soutiens ont été sans faille et la clef de ma réussite. Sans elles à mes côtés, cette réalisation n'aurait pas la même saveur.

Abstract

France, as well as other European countries, experiences a sharp decline in rural population and at the same time its agricultural potential. This significant decline recorded over the past thirty years is the direct result of the mass exodus of the population to big cities. This change was accompanied by the gradual closure of landscapes usually marked by a rapid colonization of forest species. These changes also felt under the direct impact of climate change, which favors certain species than others. From the point of view of watershed management, it is very important to know how these changes might affect water resources.

The implementation of the framework directive on water, 24 October 2012, defines the structures of water management on hydrological units (watershed, groundwater, etc.) for a good water status by 2015 and compliance goals for 2027 under a new water framework directive (WFD). This implementation requires taking into account the spatial and thematic diversity data on hydrologic unit considered. Remote Sensing (RS) and Geographic Information Systems (GIS) are useful tools to represent this diversity. They serve both the organization, updating and analysis of spatial data. They are also useful for setting the hydrogeochemical models in order to simulate the spatio-temporal variability of water resources.

The value of RS and GIS coupled in the hydrogeochemical model WARMF is highlighted in the case study of a large watershed of the Massif Jura: Ain watershed (4780 km²). This study addresses the problems that arise when a WFD: estimating quantities of water on non-measured sectors, forecasting quantities according to land-use and climate scenarios, vulnerability of water resources, the effect of organic matter on water quality.

This study provides a scientific basis for the formulation of strategies for the management of water resources. The coupling of remote sensing and GIS in the hydrogeochemical models is a new approach offering great benefits in terms of data availability, the construction of scenarios, and interpretation of results. This approach will be an effective tool for decision support for integrated management of water resources of lakes and wider catchment (oxygen, pH, etc.).

Table des matières

Table des matières	i
Liste des abréviations	iv
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 : Problèmes, conséquences et défis pour l'eau dans le monde et en France	5
1.1. Problématique de la ressource en eau dans le monde et en France	7
1.1.1. Eau : ressources et menaces	7
1.1.2. Approche quantitative des ressources en eau en France	8
1.1.3. Problèmes et défis pour la préservation qualitative de la ressource en eau	10
1.1.4. Qualité des eaux du bassin de l'Ain	15
1.2. Le rôle de la modélisation dans la gestion des ressources en eau	18
1.3. Apport des SIG dans la gestion de la ressource en eau	20
1.3.1. Collecte et diffusion des données	21
1.3.2. Mise en place de la base de données	22
1.3.3. Aide à la modélisation hydrogéochimique.....	22
1.4. Contexte géographique et géologique du site d'étude	22
1.4.1. Contexte géographique du bassin versant de l'Ain	22
1.4.2. Contexte géologique et hydrogéologique : Lithologie, structure et morphologie	23
1.4.3. Réseau hydrographique : un équilibre parfait entre surface et souterrain.....	26
1.4.4. Contexte climatique : une disparité amont-aval	28
1.4.5. Contexte démographique : demande croissante et offre limitée	31
1.5. Changements attendus de la ressource en eau du bassin versant de l'Ain	31
1.5.1. Vulnérabilités de la ressource en eau	31
1.5.2. Scénarios du changement de l'occupation des sols.....	32
1.5.3. Scénarios du changement climatique	32
1.6. Conclusion chapitre 1	33
Chapitre 2 : Approche théorique et méthodologique de la Télédétection et du SIG pour la modélisation de l'évolution de l'occupation du sol.....	36
2.1. Classification de l'occupation des sols à l'aide des images multi-spectrales.....	38
2.1.1. Méthodologies de classification de l'occupation du sol.....	38
2.1.2. Données utilisées pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain	42
2.1.3. Discussions des résultats de la classification de l'occupation des sols pour le bassin versant de l'Ain	48
2.2. Analyse des dynamiques de l'occupation du sol.....	62
2.2.1. Etat de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain	62
2.2.2. Evolution de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain	63
2.3. Prédiction de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain	66
2.3.1 Modèles de prédiction de l'occupation du sol.....	67
2.3.2. Application du module LCM pour la prédiction de l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain	69
2.3.3. Prédiction de l'occupation du sol : Résultats et discussions	71
2.3.4 Analyse diachronique de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain.....	84
2.4. Conclusion chapitre 2.....	85
Chapitre 3 : Modélisation hydrologique du bassin versant de l'Ain.....	88
3.1. Modèles hydrologiques : typologie et domaines d'application	90
3.1.1. Typologie des modèles hydrologiques	90
3.1.2. Modélisation physico-chimique des eaux des bassins versants du Hérisson et de l'Ain : analyse et choix du modèle	92

3.2. Mise en application du modèle WARMF au bassin versant de l'Ain : Concept, théorie et validation	94
3.2.1 Modélisation hydrologique du bassin versant : Relation pluie-débit	94
3.2.2. Aperçu technique des fonctionnalités appliquées en hydrologie : algorithmes de simulation hydrologique intégrés dans le modèle WARMF	95
3.3 Modélisation hydrologique du bassin versant de l'Ain : Calibration du modèle WARMF	98
3.3.1. Données utilisées : collecte, validation et traitement	98
3.3.2. Introduction des données géographiques et configuration du modèle WARMF pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain	100
3.3.3. Critères de calibration du modèle WARMF	106
3.3.4. Analyse de la sensibilité du modèle aux différents paramètres physiques	107
3.3.5. Impact de l'échelle du bassin sur la modélisation hydrologique	110
3.4. Discussion des résultats de la calibration du modèle WARMF sur l'hydrologie	112
3.4.1. Discussion des résultats de la modélisation pour le bassin versant du Hérisson	112
3.4.2. Résultats de la calibration du modèle WARMF sur l'hydrologie pour le bassin versant de l'Ain	116
3.5. Impacts du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur la dynamique hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain	121
3.5.1. Evaluation de l'impact du changement de l'occupation du sol sur l'évolution hydrologique	121
3.5.2. Effets du changement climatique sur la dynamique hydrologique du bassin versant de l'Ain	128
3.5.3. Effets combinés des changements climatique et de l'occupation du sol sur la dynamique hydrologique des bassins versants	129
3.6. Conclusion du chapitre 3	131
CHAPITRE 4	134
Analyse et modélisation de la déplétion en oxygène des niveaux profonds des lacs et des rivières du bassin versant de l'Ain : Impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique	134
4.1. Modélisation physico-chimique des eaux : calibration du modèle WARMF	136
4.1.1 Analyses limnologiques des lacs : cas du Jura	136
4.1.2 Préparation des données d'entrée du modèle WARMF	141
4.1.3 Calibration du modèle WARMF pour des paramètres physico-chimiques des eaux	143
4.2. Evolution de l'occupation des sols : Flux de matière organique et désoxygénation des eaux	162
4.2.1 Evolution les taux d'oxygène au fond des lacs : Cas des lacs du Haut-Jura	163
4.2.2. Impact du changement de l'occupation des sols sur l'évolution des taux d'oxygène des rivières	167
4.3. Le changement climatique : influence potentielle pour l'oxygénation des eaux	169
4.3.1 Cas des lacs : constat important de la déplétion d'oxygène dans l'hypolimnion	169
4.3.2. Cas des rivières : Confirmation du rôle important du phénomène de réchauffement sur la diminution des taux d'oxygène	171
4.4. Conclusions du Chapitre 4	171
Conclusion et Perspective	174
Bibliographie	180
Liste des figures	210

Liste des tables	214
ANNEXE	218
Annexe A : Informations des échantillons pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain	218
Annexe B : Transitions potentielles de l'occupation des sols et ses degrés de corrélation (ROC) pour le bassin versant de l'Ain.....	220
Annexe C : Création de la carte des sols	226
Annexe D : Délimitation des sous-bassins versants.....	234
Annexe E : Répartition de l'occupation des sols pour les sous-bassins versants du bassin versant de l'Ain	236
ANNEXE F : Modélisation hydrologique du bassin versant par le modèle hydrologique (SWAT).....	242
Annexe G : Profils physico-chimiques des lacs du Jura	246
Annexe H : Traitement des données pour la phase de calibration du modèle WARMF sur la qualité de l'eau	249
Annexe I: Article publié 2011 “The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters”	256
Annexe J: Article publié 2013 “Application of GIS and Remote Sensing for Predicting Land-use Change in the French Jura Mountains with the LCM model: The Impact of Variables on the Disturbance Model”	268
Annexe K: Article publié 2013 “Water Resource Decrease Due to Land-Use Changes in the French Jura Mountains: A Combined Use of the SWAT Model and Land Cover Modeling to Evaluate the Global Trend”	278

Liste des abréviations

COD	Carbone Organique Dissous
COS	Consommation en Oxygène des Sédiments
DCE	Directive-Cadre sur l'Eau
DIREN	Direction Régionale de l'Environnement
DOS	Demande en Oxygène des Sédiments
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EDF	Electricité de France
ETM	Eléments Traces Métalliques
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
IGN	Institut Géographique National
LCM	Land Change Modeler
MEDDE	Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MO	Matière Organique
MV	Maximum de Vraisemblance
OD	Oxygène Dissous
PMC	Perceptron Multi-Couche
RDI	Régions D'Intérêt
ReLog	Régression Logistique
RNA	Réseau de Neurones Artificiel
SAGE	Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SIG	Systèmes d'Information Géographique
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
WARMF	Watershed Analysis Risk Management Framework

Introduction générale

En octobre 2000, l'Union européenne (UE) a adopté une nouvelle directive-cadre sur l'eau (DCE) dans le but d'obtenir un état écologique satisfaisant sur tout le territoire européen en 2015. En 2012, le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE) a lancé la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau afin d'atteindre une bonne qualité des eaux en France pour 2015 et respecter les objectifs projetés pour 2021 et 2027 [MEDDE, 2012]. Les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux côtières sont touchées par ce règlement rendant indispensable la gestion extensive des rivières, des lacs et de leurs bassins versants. La gestion des bassins versants impose de coordonner toutes les activités qui peuvent affecter les ressources en eau afin d'en maintenir la qualité. Sont concernés par le plan de gestion non seulement les systèmes d'eau eux-mêmes, mais aussi les surfaces de terres des bassins versants qui affectent ces eaux [Mostert, 1999, 2003 ; Lindenschmidt, 2006].

La DCE exige que la gestion des ressources en eau soit organisée et gérée à l'échelle du bassin versant dans le but de maintenir l'état actuel de la qualité de cette ressource, et si possible de l'améliorer. La gestion des bassins versants est un travail interdisciplinaire qui intéresse à la fois les sciences naturelles (hydrologie, érosion et transport des sédiments, évaluation du paysage, hydrogéochimie, etc.) et les sciences sociales (socio-économie, économie écologique, etc.) [Rode, et al., 2002 ; Lindenschmidt, 2006]. Ce travail nécessite entre autre de développer des outils informatiques appropriés. Un élément important dans la gestion d'un bassin versant est l'évaluation des évolutions de la ressource en eau qui le traverse. Ce qui implique de connaître le fonctionnement écologique des rivières, des lacs, et la façon dont les activités anthropiques impactent cette ressource.

Les modèles hydrogéochimiques sont particulièrement précieux pour décrire l'état écologique des systèmes fluviaux et lacustres, et prédire les changements de cet état lorsque certaines conditions initiales du bassin versant sont modifiées. Ces changements peuvent être dus à des modifications morphologiques sur les plans d'eau, des modifications dans le type de pollution (ponctuelle ou diffuse), dans la quantité et l'emplacement de la charge polluante, et dans les météorologies d'entrées en raison de l'évolution des tendances climatiques.

La prise en compte des principaux processus physico-chimiques a permis de créer un modèle hydrogéochimique applicable aux bassins versants. Ce type de modèle doit pouvoir intégrer les variations quantitative et qualitative de l'eau. Un tel modèle hydrogéochimique, le modèle WARMF (Watershed Analysis Risk Management Framework) a récemment été adapté à certains grands bassins versants aux Etats-Unis pour modéliser les débits et la qualité de l'eau [Chen et al., 2001 ; Herr., 2010]. Pour réaliser notre étude, nous avons adopté ce même modèle afin de rendre compte de l'évolution de la ressource en eau, et de déterminer les causes de cette évolution, dans le cas du bassin versant de l'Ain. La précision de ce modèle exige cependant une reproduction fine des processus physico-chimiques (échanges eau-sédiments ; température-solubilité de l'oxygène, etc.). Dans notre cas, cette reproduction s'avère difficile et complexe du fait que la validation du modèle exige des mesures nombreuses et régulières sur un site d'étude d'une grande superficie, comme le bassin versant de l'Ain (plus que 3700 km²).

La télédétection dans le visible et le proche infrarouge est un moyen qui permet d'avoir une vue synoptique et instantanée d'une zone de grande surface. La haute résolution spatiale des capteurs satellites (SPOT, Landsat, IKONOS, Quick-Bird) autorise désormais une répétitivité rapprochée des mesures et une observation détaillée de la surface d'un bassin versant. De plus, la télédétection permet de déterminer plusieurs paramètres pour la calibration du modèle WARMF. Plus en détail, les images de type LANDSAT, dont la résolution spatiale peut

atteindre 30 mètres, sont utilisées pour cartographier l'occupation du sol et la répartition des types de sol. Elles permettent également de réaliser l'analyse des changements qui se sont produits à l'échelle de bassins versants dont la superficie peut varier d'une dizaine de km² à plusieurs centaines de km² [Hubert-Moy et al, 2001 ; Launay, 1997 ; De Grandi et al, 2000 ; De Grandi et al, 2004 ; Nghiem et Nedjai, 2011, 2013]. Cependant, la télédétection présente aussi des limites pour ce qui est de dresser une carte pédologique et de prédire les changements de l'occupation des sols dans des milieux dynamiques tels que le bassin versant de l'Ain. Pour résoudre ces problèmes et améliorer ainsi la qualité de ces cartes, les systèmes d'information géographique (SIG) apparaissent comme des outils bien adaptés.

Sur un plan plus général, un modèle hydrogéochimique, la télédétection et des SIG sont des outils performants pour l'évaluation de l'évolution de la ressource en eau. Cependant, considérés séparément, chacun de ces outils présente des limites au niveau de la quantification et de la qualification de cette évolution. Tout d'abord, les modèles hydrogéochimiques ont besoin d'une grande quantité de données d'entrée pour leur calibration et leur validation. Ils ont aussi besoin de données spatio-temporelles pour la modélisation de l'évolution de la ressource en eau. Pour ce qui est de la télédétection, elle ne peut rendre compte que de certains paramètres de la qualité de l'eau tels que les matières en suspension ou la chlorophylle-a pour des eaux de surface ou peu profondes. Elle ne peut renseigner sur des paramètres tels que les taux d'oxygène et de carbone organique, le pH, la température, etc. En outre, la télédétection ne permet pas de modéliser les débits ou le volume d'eau. Il apparaît donc nécessaire d'utiliser de façon combinée ces divers outils pour aboutir à un dispositif performant qui permette un suivi temporel de la quantité et de la qualité des eaux.

Afin de fournir un cadre théorique à la discussion de ces sujets, plusieurs hypothèses (par exemple, les changements de l'occupation des sols et du climat) ont été testées et étendues. Le principe de base est d'obtenir des diminutions d'erreur de modélisation et une augmentation de la fiabilité du modèle pour qu'il puisse s'adapter à des objectifs variés et à des changements de plus en plus complexes d'environnement.

Des exercices de modélisation de la ressource en eau dans les cas des bassins versants du Hérisson et de l'Ain doivent permettre la validation de ces hypothèses. Ces bassins versants sont représentatifs car ils forment des écosystèmes très sensibles, dont l'évolution est liée aux influences combinées des dynamiques naturelles et anthropiques sur le milieu. Ils sont considérés comme des tests pour la gestion des bassins hydrographiques selon la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau. Pour pouvoir discuter de certaines questions importantes concernant la gestion de l'eau de ces bassins versants, une approche de modélisation de scénarii à l'aide du modèle WARMF, de la télédétection et du SIG sera effectuée. Bien que les résultats de cette étude ne soient représentatifs que de ces deux bassins versants, ils peuvent cependant être élargis à d'autres bassins versants soumis aux mêmes conditions climatiques et humaines.

Cette thèse contribue au transfert de ces techniques à modéliser l'évolution de la qualité des eaux à l'aide du modèle hydrogéochimique et à discuter de leur application dans la gestion intégrée de bassin versant. Elle est donc poursuivie afin d'atteindre les objectifs suivants :

- proposer une méthode de collecte et d'organisation de données provenant de plusieurs sources et de campagnes d'échantillonnage effectuées sur des bassins versants,
- mener une étude plus approfondie des interactions entre les processus physico-chimiques au sein des écosystèmes aquatiques, et améliorer les connaissances sur des dégradations de la ressource en eau,

- fournir une approche systémique et d'aide à la décision pour des problèmes liés au changement des conditions de bassin versant (changements du mode d'occupation des sols et du climat), et son impact sur l'évolution de la quantité et la qualité des eaux de surface. Cette approche prévisionnelle doit pouvoir refléter les évolutions complexes d'un système hydrologique et fournir des données fiables sur la trajectoire empruntée par l'hydrosystème, sous l'effet des différents facteurs précédemment cités (par exemple, la charge de pollution de l'eau, le développement forestier et le changement climatique).

La thèse est organisée en quatre parties très complémentaires :

- Le chapitre 1 retrace brièvement les problèmes relatifs à la ressource en eau, les conséquences des actions naturelles et anthropiques menées sur la ressource à trois échelles différentes : Le Monde, La France et plus localement le bassin versant de l'Ain. Ce chapitre présente également les divers impacts du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur la ressource en eau ainsi que le rôle de la modélisation hydrologique et l'usage des SIG dans la gestion. Une présentation géographique du bassin versant expérimental étudié (Ain) est ensuite faite pour mettre en lumière les principales caractéristiques du bassin qui conditionnent la dynamique hydrogéochimique et les processus associés. Une part non négligeable est réservée aux scénarii climatiques futurs et leur transposition au bassin versant de l'Ain. Pour cela, une synthèse des résultats du modèle GIEC sera présentée dans ce chapitre. Elle comprend les scénarii 1A (température +1°C, précipitations -10%) et 2A (température +2°C, précipitations -10%).
- Le chapitre 2 est dédié à la création des cartes d'occupation des sols, dont la génération de cartes à partir des images satellites et la prédiction de cartes par recours au modèle LCM (Land Change Modeler). La connaissance et l'analyse des caractéristiques de la couverture des sols du bassin versant de l'Ain permettent de mieux sélectionner les méthodes pour la génération de cartes de l'occupation des sols à l'aide des données de télédétection. Dans le cadre de cette étude, la méthode de classification supervisée avec l'algorithme de maximum de vraisemblance a été appliquée. Dans ce chapitre, les changements historiques de l'occupation des sols ont été également analysés. Ces analyses permettent d'appréhender l'évolution future de l'occupation des sols et sa modélisation. Pour la prédiction de l'occupation des sols, une analyse de performance des méthodes prédictives a été réalisée. Cette analyse permet de définir le protocole adéquat et le choix de la méthode la plus adaptée au cas particulier du bassin versant de l'Ain. Les données historiques et les scénarii futurs de l'occupation des sols sont les produits principaux de ce chapitre et vont être utilisés comme données d'entrée pour la modélisation de l'évolution de la ressource en eau.
- Le chapitre 3 est réservé à la mise en application du modèle WARMF pour le bassin versant de l'Ain. Plusieurs étapes sont alors mises en avant : la délimitation des sous-bassins versants, la préparation des données d'entrée du modèle, la calibration du modèle pour la partie hydrologique. La seconde partie du chapitre décrit l'application du modèle WARMF pour évaluer l'impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur l'hydrologie des rivières et des lacs des bassins versants. L'évaluation de ces impacts sera étendue pour couvrir les périodes 2020 et 2030 par l'usage des scénarii prédictifs pour les années de 2020s et 2030s. Les cartes d'occupation des sols issues de la télédétection et du modèle prédictif LCM serviront de base pour la simulation des paramètres précédents. De la même manière, les effets du changement climatique sur l'hydrologie seront intégrés dans le modèle à l'horizon 2030. Les scénarii 1A et 2A seront appliqués.

- Enfin, le chapitre 4 est plus orienté vers l'évaluation de l'impact des facteurs précédents sur la qualité physico-chimique des eaux et plus précisément l'évaluation de l'intensité de la déplétion en oxygène des niveaux profonds (hypolimnion) des lacs. Dans ce cas, l'occupation des sols à l'horizon 2020s et 2030s, et les scénarii climatiques 1A et 2A seront utilisés. Ce chapitre comporte trois rubriques :
 - la première est dédiée à la calibration du modèle WARMF pour la qualité des eaux, dont la température, le pH, les taux d'oxygène et les teneurs en carbone organique ;
 - la seconde évalue l'impact du changement de l'occupation des sols sur les taux d'oxygène des eaux profondes (hypolimnion) et des rivières. En outre, l'évolution des teneurs en carbone organique a été également modélisée. Elle nous permet de bien comprendre leur impact sur les taux d'oxygène des eaux ;
 - la dernière partie présente la conséquence du changement climatique sur l'évolution des taux d'oxygène, de la température des eaux à l'horizon 2030. Dans cette partie, la déplétion de l'oxygène au fond des lacs due au changement climatique est également évaluée.

Chapitre 1 : Problèmes, conséquences et défis pour l'eau dans le monde et en France

Pendant longtemps, les hommes se sont peu préoccupés de leur milieu naturel, s'ingérant dans la nature et usant d'elle sans compter, aménageant à tour de bras, et rejetant largement effluents et déchets de toutes sortes. Le constat aujourd'hui est dramatique. Des régions entières ont été dévastées et nombre de cours d'eau, lacs et nappes souterraines sont aujourd'hui pollués de par le monde, une pollution que la nature a du mal à résorber.

Quand y a-t-il pollution de l'eau ? D'où viennent les différents polluants ? Quels sont les risques encourus par les milieux aquatiques ? Pour prévenir et combattre la dégradation générale de ces écosystèmes, il importe de distinguer et de déterminer les effets des différentes sources de pollution, et des modifications des conditions des écosystèmes.

1.1. Problématique de la ressource en eau dans le monde et en France

1.1.1. Eau : ressources et menaces

L'eau est une ressource naturelle essentielle et indispensable pour la survie et le développement de l'humanité, mais il est important de reconnaître à la fois les aspects positifs et négatifs de l'eau [Marquet B, 2011].

D'une part, l'eau est essentielle pour la santé humaine, la vie animale et végétale. L'eau soutient les activités productives : l'agriculture, l'hydroélectricité, l'industrie, la pêche, le tourisme, le transport [Marquet B, 2011]. D'autre part, si l'eau devient nocive pour les fonctions écologiques, elle deviendra essentiellement un poison pour la vie dans les écosystèmes. Dans ce cadre, la dégradation de l'eau a des effets négatifs non seulement sur l'écosystème aquatique, mais parfois elle s'étend à l'ensemble des écosystèmes associés qui se distinguent par la diversité de leurs faune et flore [Hoover, 1997 ; Roche, 2001 ; Marquet, 2011].

Les lacs, les réservoirs, les rivières, les ruisseaux, les étangs et les marécages détiennent l'essentiel de la ressource en eau douce d'origine superficielle. Afin de comprendre l'état de la ressource en eau, il faut savoir que des paramètres peuvent être utilisés comme indicateurs pour évaluer la quantité et la qualité de l'eau. En générale, des paramètres physico-chimiques de l'eau comme la température, l'oxygène dissous, le pH, la matière dissoute et en suspension, les composés organiques et chimiques, etc. sont utilisés pour l'évaluation de la qualité des eaux douces [Hoover, 1997]. Les paramètres tels que les débits, les volumes, le temps de renouvellement des eaux des lacs, etc. sont utilisés pour l'évaluation de la quantité de l'eau.

Un bilan officiel qui se dégage de l'état des lieux réalisé en France, fin 2004, s'avère très inquiétant : 50 à 75 % des masses d'eau sont considérées comme étant gravement dégradées [Robinet, 2005]. Pour l'amélioration de la qualité de l'eau en France, la Directive Cadre sur l'eau (2000) fixe un objectif ambitieux aux Etats membres de l'Union Européenne qui consiste à atteindre un bon état écologique et chimique d'ici 2015 [Robinet, 2005 ; Bouleau, 2008]. Les porteurs de procédures SAGE doivent réaliser un état des lieux de leurs écosystèmes qui servira de référence. Cet état des lieux consiste notamment à :

- identifier les différentes catégories de masses d'eau
- évaluer leur qualité actuelle,
- déterminer les risques de non atteinte du bon état écologique en 2015.

Pour ce faire, il faut identifier les facteurs qui ont un impact direct ou indirect sur la qualité de l'eau, ou qui peuvent modifier l'hydromorphologie des cours d'eau. Il s'agit également d'évaluer les conséquences sur la ressource en eau et les tendances au changement dans le futur.

De toute évidence, des facteurs tels que le changement climatique, le changement de l'occupation du sol, la démographie et le développement économique ont un réel impact sur la ressource en eau [Roche, 2001].

Le changement climatique peut entraîner des changements importants dans les variables et les processus qui affectent la quantité et la qualité des eaux. A titre d'exemple, les perturbations des débits et de la qualité de l'eau constatées sur certains bassins (le Rhin, le Rhône) dans les

dernières années sont probablement causées par le changement climatique [Timina et Bertin, 2012 ; Gille, 2007 ; Solheim, 2010 ; Prudent-Richard et al., 2008].

Le changement de l'occupation des sols a également un impact important sur l'évolution de la qualité de l'eau [Amigues et al., 2006]. Par exemple, les expansions de zones industrielles et agricoles et l'urbanisation peuvent conduire à des pollutions chimiques des eaux [Amigues et al., 2006] et aussi biologiques [Sukhdev, 2008; Chapman, 1996]. Généralement, cette pollution biologique se produit lorsque les rivières et les lacs deviennent trop riches en éléments nutritifs (carbone organique, azotées, phosphorées...) conduisant le plus souvent à l'eutrophisation [Fleury, 2003 ; Gaudiliat, 2000].

Par ailleurs, la croissance économique et démographique exige des modifications des infrastructures hydrauliques pour soutenir la demande en eau potable, la production énergétique, et les besoins du tourisme. La construction de systèmes d'irrigation, les barrages hydroélectriques, et l'approvisionnement en eau pour le tourisme et les industries ont apporté des avantages à des millions de personnes. Elles ont également perturbé les régimes hydrologiques des rivières et des lacs [Roche, 2003 ; Cassin, 2010]. A titre d'exemple, les dégradations physiques infligées aux cours d'eau au fil du temps, avec la création de seuils et de barrages, le détournement des rivières, le recalibrage et la rectification du réseau hydrographique, ainsi que les prélèvements d'eau ont entraîné une diminution de la masse d'eau dans l'aval de nombreux bassins versants (par exemple le Rhin) [Rousseau, 2008 ; Timina et Bertin, 2012].

1.1.2. Approche quantitative des ressources en eau en France

En France, 440 milliards de m³ d'eau tombent chaque année sous forme de précipitations (pluies et neige). De ce flux, 61% s'évaporent, 16% alimentent les cours d'eau et 23% s'infiltrent dans le sol pour recharger les nappes très fragiles. On estime annuellement à 32,6 milliards de m³ le volume d'eau prélevé pour satisfaire les activités humaines, dont 81% en eaux superficielles et 19% en eaux souterraines. Sur ce total, 28 milliards m³ sont restitués aux milieux naturels [France Nature Environnement, 2009].

Bien que les bilans hydrologiques s'établissent en milliards de m³, la disponibilité de la ressource en eau est limitée. Celle-ci peut être due à diverses raisons, telles que les modifications de l'occupation des sols, le changement climatique et la croissance démographique. Ces raisons mènent à une augmentation des besoins en eau et, ainsi, à une pénurie d'eau.

Le changement de l'occupation du sol a une incidence directe sur la ressource en eau à travers l'évolution physique du sol (rendements de captage, taux d'infiltration, réserves du sol) [Weatherhead, 2009], l'évaporation et l'interception de l'eau par la végétation [Weatherhead, 2009 ; Dumas, 2011]. Les pertes d'eau par évapotranspiration sur un sol couvert de végétation permanente sont bien entendu supérieures à celles du sol nu, de 420 à 590 mm environ selon les régions et les types de sols. L'effet type de sol devient prépondérant puisqu'au sein d'une région, il peut engendrer une différence allant de 30 à 110 mm environ (par exemple en Alsace, Poitou-Charentes, etc.) [Lemaire, 2006]. Bien qu'il n'y ait pas de pénurie absolue de la ressource en eau en France, les variations spatiales et temporelles de l'occupation du sol entraînent un stress hydrique dans une grande partie du sud et l'est de la France durant les étés secs [Amigues, 2006].

Le changement climatique peut encore renforcer la pénurie d'eau. La quantité moyenne globale de précipitations augmentera avec le réchauffement, mais les précipitations peuvent

varier selon les régions et les saisons [Verdier, 2012]. Dans certaines régions de France, en raison de précipitations réduites, les périodes de pluie sont modifiées ; l'évapotranspiration est plus forte et de nombreuses régions arides vont devenir encore plus sèches [Kundzewicz, 2008 ; ONEMA, 2010]. Avec l'incertitude sur le volume des précipitations, les débits de la plupart des cours d'eau diminueront en été et en automne, la baisse pouvant atteindre 60 % par endroit (ex : Adour, Isère, Var). Il faut s'attendre à une augmentation du nombre de jours d'étiage (niveau le plus bas des cours d'eau) [Boe, 2007]. Les sécheresses de ces dernières années l'ont particulièrement mis en évidence dans quelques régions de France. Durant la période de septembre 2004 à septembre 2005, une grande partie du territoire a connu une pluviométrie inférieure d'un tiers à la moyenne des 50 dernières années, et une sécheresse d'une intensité comparable à celles de 1976 et de 1989. Sur les 8 dernières années, une vingtaine de départements a connue des limitations de consommation d'eau en année "normale" ; ce chiffre a doublé lors des années relativement sèches (1998, 2004), et a atteint un niveau supérieur aux 60 années les plus sèches (2003, 2005, 2010). Même en année humide (2001), environ 6 départements ont connu des limitations d'usage de l'eau. [Amigues, 2006 ; Sergent, 2011]. La sécheresse de 1976 avait été vécue comme un événement exceptionnel, celle du début des années 1990 et surtout celles de 2003 et de 2005 ont été davantage perçues comme une des manifestations possibles du "changement climatique" annonçant un retour plus fréquent de ces "anomalies" [Amigues, 2006]. Cela montre que les statuts de catastrophe exceptionnelle dans le passé pourraient revenir dans le futur.

En plus, le besoin global en eau en France a augmenté au cours des 100 dernières années. A titre d'exemple, la demande de consommation de l'eau atteint 400 m³/habitant en 1970, 700m³/habitant en 1995 et s'élève à 1875 m³/habitant/an pour la période de 2001-2007. [Margat, 1999 ; WWF, 2010 ; Ercin, 2012]. Comme la croissance démographique ne s'arrête pas et que le besoin en eau continue de croître, le 21^è siècle est aussi considéré comme un siècle de la pénurie d'eau. Si la démographie et le besoin en eau continue d'augmenter, cela induirait un stress hydrique dans plusieurs régions. Celui-ci se produit quand la demande en eau dépasse les ressources disponibles [Attia, 2007]. Il peut paraître dans les grandes régions, mais également dans un même bassin versant, où les interactions extrêmement complexes entre ce qui se passe en amont et ce qui se passe en aval émergent [Conseil générale du Jura. 2008 ; Global Water Partnership, 2009]. Par exemple, une série d'ouvrages hydroélectriques composée de 5 barrages et usines majeurs d'EDF : Vouglans, Saut Mortier, Coiselet, Cize-Bolozon et Allement sont installés sur la rivière de l'Ain. La sécheresse exceptionnelle de l'année 2003 a engendré une pression liée à l'exploitation et la consommation de l'eau entre l'amont et l'aval de l'Ain [Conseil générale du Jura, 2008]. L'ensemble du dispositif est géré de manière intégrée à partir du réservoir principal de Vouglans. Compte tenu des hauteurs de chute et des volumes mobilisés, les enjeux se portent sur l'optimisation de la gestion des débits : les étiages et l'impact des éclusées [Miraille, 2010]. Les actions porteront également sur toute la chaîne d'ouvrages et la basse vallée de l'Ain qui possède un fonctionnement hydrologique également perturbé par la présence de barrages hydroélectriques [Le Behec, 2010]. Dans cette situation, il faut rétablir l'équilibre entre la demande à destination des activités économiques et la santé écologique des rivières, des zones humides et des lacs. Il faut également résoudre les débats sur le partage des ressources en eau entre la production d'électricité, l'irrigation, et l'alimentation en eau potable [Global Water Partnership., 2009].

1.1.3. Problèmes et défis pour la préservation qualitative de la ressource en eau

a. La pollution des eaux de surface

La pollution des eaux de surface est une préoccupation mondiale. Selon un document publié le 23 mars 2010 par le ministère de l'Ecologie, plus de la moitié des eaux de surface en France sont dans un état écologique moyen, médiocre ou mauvais, tandis que 7 % sont en très bon état et 38 % en bon état. L'état écologique reflète la qualité de la biodiversité des cours d'eau, leurs concentrations en phosphore et nitrates, et leur hydromorphologie [état des berges, obstacles à l'écoulement, etc.] [Cassin,. 2010 ; Eaufrance,. 2010].

Sur le plan de la qualité des eaux, la concentration d'une quarantaine de substances (cadmium, pesticides, benzène, etc.) est un indicateur important. Selon cet indicateur, 45 % des eaux superficielles sont en bon état, 21 % en mauvais état et 34 % restent indéterminés, faute de mesures suffisantes [Cassin,. 2010 ; Onema,. 2010]. La dégradation de la qualité de l'eau est assez générale sur le territoire français, avec des phénomènes d'acidification et d'eutrophisation par apport de matières organiques. En plus, la pollution de la qualité de l'eau par le carbone organique ou les métaux lourds persiste [Gaudiliat et al., 2000]. Par exemple, dans une étude pour les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, seule la moitié des cours d'eau présente un bon état sur la qualité de l'eau alors que les 2/3 des rivières sont en mauvais état ayant subi des altérations physiques [Agence de l'eau,. 2010].

La France se distingue par ses activités industrielles intenses de production et de transformation de minerais et de métaux au cours des siècles derniers. Ces activités sont pour la plupart aujourd'hui abandonnées, laissant derrière elles des sites miniers nécessitant la mise en œuvre de mesures de gestion durable des territoires. En particulier, ils présentent pour certains d'entre eux une pollution par des métaux lourds ou des métalloïdes sur des surfaces parfois très importantes [Manlius et al., 2009]. L'impact de l'activité industrielle actuelle concerne avant tout les eaux de surface, les cours d'eau qui restent le principal exutoire des pollutions industrielles. Chaque année, ce sont en moyenne plus de 6 millions de tonnes de produits toxiques qui sont déversés dans l'environnement naturel, des hydrocarbures aux métaux lourds en passant par les engrais et les pesticides charriés par les fleuves. Les fleuves et les rivières contiennent des millions de tonnes de polluants issus des rejets chimiques de l'industrie, de l'agriculture, des activités quotidiennes et de la nature. Ce qui signifie que l'on y trouve en grand nombre de composés chimiques simples ou complexes : solvants, nitrates, phosphates, détergents, produits cosmétiques, PCB, les nanoparticules de carbone, etc. [WWF-France, 2011 ; Fleury et al., 2003].

Pour la France, les questions proposées sont : quand y a-t-il pollution de l'eau ? D'où viennent les différents polluants ? Quels sont les risques encourus par les milieux aquatiques ? Pour prévenir et combattre la dégradation générale de ces écosystèmes, il importe de distinguer et de déterminer les effets des différentes sources de pollution, et de toutes les modifications que peut subir le milieu physique.

La concentration en nitrates

Ces dernières décennies, des concentrations croissantes de nitrates ont été observées dans les eaux suite à des pollutions anthropiques, principalement d'origine agricole : pratiques intensives, modes de culture et d'élevage avec épandage massif d'effluents, d'engrais, etc. Plusieurs régions en France sont devenues des zones vulnérables en raison de la concentration élevée de nitrate [DREAL Nord Pas de Calais,. 2012 ; ORS Rhône-Alpes,. 2007]. Selon une

recherche récente, la concentration maximale de nitrates en France en 2007 a atteint 282 mg/L par endroit [Spiteri et al., 2011]. Au bassin de l'Adour, sur les 483 communes du périmètre, 246 sont actuellement classées en zone vulnérable, soit 49% de la surface du périmètre [SAGE Adour., 2008]. Pour la région de Bretagne, la concentration moyenne de nitrates atteint toutefois 34 mg/l alors que 98 % des mesures maximales sont supérieures à 25 mg/l et 32 % des mesures supérieures à 50mg/l. Les points les plus critiques se situent essentiellement au nord de la région. La teneur en nitrates atteint aujourd'hui dans les rivières au nord de la Bretagne des valeurs comprises entre 50 à 100 mg/l avec des pics très supérieurs à 100 mg/l, alors que les rivières du sud de la Bretagne ont des teneurs qui varient entre 25 et 40 mg/l. [Fleury et al., 2003 ; OCDE., 2012]. La région Rhône-Alpes connaît une situation plus favorable qu'au niveau national avec 0,13 % de population alimentée par une eau dépassant la norme de 50 mg/l, contre 3,3 % au niveau national en 1998 [ORS Rhône-Alpes., 2007]. Les zones les plus contaminées sont le siège d'activités agricoles. Il s'agit de la Dombes sud, de la plaine de l'Ain, du couloir de Certines, des couloirs de l'est lyonnais, de la plaine de la Bourbre, la plaine de Valence et de la basse vallée de la Drôme. Ces secteurs sont situés en zone vulnérable « nitrate » en application de la directive européenne du 12 décembre 1991 [DREAL Rhône-Alpes., 2012].

La pollution par les phosphates

En France, les phosphates rejetés dans l'environnement proviennent de sources agricole (engrais) et industrielle, de déjections humaines et de détergents ou des lessives phosphatées. En matière de pollution diffuse, on estime que de 0,5 à 2,5 % du phosphore des engrais utilisés est entraîné par l'eau, lors du lessivage des sols cultivés par les eaux de pluie et de drainage. Dans ce pays, les phosphates sont les principaux responsables des phénomènes d'eutrophisation et de dystrophisation. En effet, non toxiques en eux-mêmes pour la vie animale et végétale, ils portent atteinte à l'environnement dès lors qu'ils sont en fortes concentrations : ils deviennent alors de véritables engrais pour les milieux aquatiques qu'ils contribuent à enrichir exagérément en matière organique [Spiteri et al., 2011].

La présence de pesticides

La contamination par les pesticides de type phytosanitaire (produits utilisés par les particuliers, collectivités, activités humaines...) est la plus préoccupante. Elle peut être qualifiée de diffuse ou ponctuelle selon l'origine et l'étendue du déversement [Fleury et al., 2003].

Avec plus de 76 000 tonnes de substances actives de près de 500 familles de fongicides, herbicides, insecticides, nématicides et autres pesticides, la France en est le premier utilisateur d'Europe [Bommelaer et Devaux., 2011].

Au fil du temps, plusieurs études sur la présence de pesticides dans les eaux ont été menées. En 2007, 82 % des stations sélectionnées présentent une concentration en « pesticides totaux » inférieure à 0,5 µg/l en moyenne, 164 d'entre elles (soit 9 %) n'ayant même aucune quantification relevée dans l'année. Ces stations sont essentiellement situées dans les régions montagneuses (Auvergne, Alpes, Pyrénées), peu affectées par les pressions agricoles. Pour 2008, un rapport du Commissariat général au développement sur l'état des eaux établit que 17 % des stations de surface dépassaient la valeur seuil imposant un traitement de potabilisation et 1 % franchissaient le seuil de concentration excluant toute possibilité de traitement [Degron et al., 2010].

Les micropolluants dans l'eau

Les micropolluants minéraux sont représentés essentiellement par les Eléments Traces Métalliques (ETM) [Goor et al., 2007]. Les principaux ETM rencontrés dans les eaux sont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le nickel (Ni). Ces éléments peuvent provenir des sources naturelles (les roches, les sols) [Goor et al., 2007], mais aussi des activités humaines (sidérurgie, tannerie, transport routier, effluents agricoles...). Dans certaines régions, le niveau de contamination par l'ETM est assez élevé [Chalon et al., 2007]. Par exemple, pour le bassin versant de l'Ardières-Morcille, les concentrations de cuivre et d'arsenic ont augmenté progressivement de l'amont vers l'aval, quelle que soit la saison, avec des maxima également en forte augmentation (plus de 16 µg/l pour le Cu et plus de 40 µg/l pour l'As) [Montuelle et al, 2010].

La pollution par des matières organiques

En France, la pollution par les matières organiques a connu dans plusieurs régions du territoire. Pour certaines régions, sa situation s'est nettement dégradée depuis 2004 [Bravard et Clémens, 2008]. A titre d'exemple, le tableau 1.1 montre que deux bassins hydrographiques Rhône-Méditerranée et Artois-Picardie accusent une pollution aigue par les matières organiques dans la campagne de 1992-2007. Les cours d'eau en état moyen, médiocre et mauvais atteignent respectivement 13%, 4% et 7% pour les bassins Rhône et Méditerranée [Bravard et Clémens, 2008] ; et 38%, 25% et 15% pour le bassin d'Artois-Picardie [Clesniak et Dassonville, 2010].

Table 1. 1 : Teneur en matière organique des eaux de certains cours d'eau en France

Bassin hydrographique	Moyen (%)	Médiocre (%)	Mauvais (%)	Nombre de station observée	Sources
Artois-Picardie	38	25	15	199	Clesniak et Dassonville, (2010)
Seine-Normandie	6	2	2	137	Eau-Seine-Normandie, 2011
Rhin-Meuse	25	7	3	130	www.eau-rhin-meuse.fr
Loire-Bretagne	20	6	4	227	http://www.eau-loire-bretagne.fr
Adour-Garonne	19	5	6	285	www.eau-adour-garonne.fr
Rhône-Méditerranée	13	4	7	230	Bravard et Clémens, 2008

(Réalisation par : V-T Nghiem, 2011)

La matière organique provient de plusieurs sources telles que les déchets domestiques (ordures ménagères, excréments), les rejets agricoles (lisiers), les rejets industriels (papeterie, tanneries, abattoirs, laiteries, huileries, sucreries, etc.) ou les forêts (par décomposition des feuilles).

Pour les cours d'eau en France, les bilans de 2004 [Bommelaer et Devaux, 2011] ont montré que la pollution par la matière organique, issue des rejets urbains et industriels, a sensiblement diminué depuis une dizaine d'années, grâce aux actions réalisées par les collectivités locales et les entreprises. Cependant, la pollution par la matière organique issue des activités agricoles et forestières reste assez élevée. Environ 20 % des masses d'eau superficielles présentaient donc un risque de pollution par la matière organique et ne peuvent pas atteindre un bon état en 2015 [Bommelaer et Devaux, 2011].

Pour le système écologique, la matière organique joue un rôle complexe. D'une part, elle peut aider à réduire la dégradation des sols, mais d'autre part, elle peut causer des dommages à l'environnement écologique. A titre d'exemple, les couches supérieures des sols acides peuvent gêner la régénération naturelle [Le Tacon et al., 1976]. Les humus bruts se caractérisent par la production d'acides organiques aptes à dégrader les horizons superficiels du sol [Slak et Suran, 1982] et l'accumulation de litière s'accompagne le plus souvent d'une réduction de la biodiversité [Ranger et Badeau, 2000].

Pour la santé et l'économie, la matière organique joue aussi un rôle déterminant du point de vue du traitement, lorsque les eaux sont utilisées pour produire de l'eau potable. En effet, de fortes concentrations en matière organique (par exemple >10 mg/l) nuisent au traitement de l'eau à au moins deux niveaux : (1) elles augmentent la consommation de réactifs et nécessitent des régénérations plus fréquentes des systèmes de filtration, d'où des surcoûts importants [Morel, 2008]; (2) la présence de matière organique en grandes quantités dans les eaux brutes peut conduire à la formation de sous-produits chlorés de types trihalométhanes (THM) ou acides halo-acétiques dans les eaux distribuées [Kitis et al., 2004 ; Morel, 2008]. Donc, la consommation à long terme d'eau à teneur élevée en THM peut accroître le risque de cancer chez l'homme [Morel, 2008].

De plus, pour les eaux de surface, une augmentation de la quantité en matière organique provoquera une augmentation de la concentration en carbone organique dissous. La teneur en carbone organique a une relation linéaire avec la quantité de matière organique [Jiménez et Garcia, 1992 ; Périé et Ouimet, 2008]. La présence de carbone organique en grande quantité peut perturber de façon importante la qualité des eaux tels que le pH, la concentration en oxygène dissous, la concentration en gaz CO₂ des lacs, etc. A titre d'exemple, nous avons montré que le pH du lac d'Ilay a été diminué en raison de l'augmentation de la teneur en carbone organique [Nghiem et Nedjai, 2011].

Signes d'acidification des eaux en France et leur conséquence

En France, les premiers signes d'acidification des ruisseaux sont apparus dans les Vosges au début des années 80. Les calculs de charges critiques démontrent que les régions les plus sensibles à l'acidification sont les Ardennes, les Vosges, l'Alsace, l'est du Massif central, les Landes, le sud-ouest de l'Île de France, la Bretagne, le nord des Alpes, le rebord ouest du Massif Central et les Pyrénées [Le Gall et al., 2004]. Dans les Vosges, les études menées en 1990 et 1995 sur 394 cours d'eau montrent que plus de 50 % d'entre eux présentent un pH inférieur à 5,5 (cours d'eau fortement acidifiés). Parmi ceux-ci, 15 % sont caractérisés par un pH inférieur à 4,8 [Probst et Massabuau, 1990 ; Dambrine et al., 1999].

Les effets de l'acidification varient géographiquement et dépendent d'une combinaison de deux facteurs : la quantité de dépôt (sec et humide) et la sensibilité naturelle du récepteur en question (sol et eau). L'acidification des lacs peut augmenter la dissolution de métaux traces tels que l'aluminium, le cadmium, le mercure, le cuivre et de plusieurs autres substances métalliques [Thomson et al., 1983 ; Claveri, 1993 ; Noppe K., 1996] ; mais aussi affecter les poissons. A titre d'exemple, dans les lacs acides, les poissons pourraient être plus chétifs en raison de la rareté de nourriture découlant de l'appauvrissement de la chaîne alimentaire par l'aluminium rendu plus soluble. L'acidification peut provoquer la mortalité surtout chez les jeunes poissons qui seront de moins en moins nombreux à atteindre le stade adulte [Thomson et al., 1980 ; Baker et Schofield, 1986 ; Ikuta et al., 1999]).

L'acidification des eaux de surface peut avoir différentes origines, telles que les pluies acides, la pollution des eaux par les produits chimiques, etc. La cause de l'acidification des eaux de surface en France due à des précipitations acides a été bien étudiée [Probst et

Massabuau, 1990 ; Claveri et al, 1993 ; Dambrine et al., 1999 ; Guerold, 2002]. Cependant, selon un dernier rapport établi en 2011 par le Ministère de l'écologie de France [Emmanuelle, 2011], la quantité de pluies acides a fortement baissé depuis 2005. Par conséquent, l'acidification des eaux en France par les précipitations acides a diminué. A l'inverse l'acidification des eaux par le milieu forestier [Nghiem, Nedjai et Messaoud, 2011 ; Marty et Bertrand, 2011] et l'acidification par l'effet du changement climatique peuvent persister [Skjelkvåle et al., 2001 ; Laudon et al., 2004].

En ce qui concerne le milieu forestier, il est susceptible d'avoir une influence sur le pH du sol et ainsi des eaux. Ceci est dû à des réactions et à des échanges ayant lieu entre les différents compartiments du milieu (eau, sol, végétation, atmosphère). De plus, le milieu forestier est également sujet à l'accumulation d'azote [Brahya, 2007b]. Puis, cet azote excédentaire s'accumulerait graduellement dans le sol jusqu'à un point de rupture (saturation en azote) au-delà duquel les sols largueraient le trop plein d'azote sous forme de nitrates acides qui viendraient alors accentuer l'acidification des eaux de surface [Dupont, 2004].

Au niveau des lacs, l'accumulation de carbone organique se traduira par la réduction du pH. Cela peut être en raison d'augmentation de l'acide carbonique dans le processus de décomposition du carbone organique [Chen et al, 2001b].

Par ailleurs, le changement climatique accélérerait grandement l'acidification des eaux. Une hausse de température favorise l'activité microbienne et les processus de minéralisation de la matière organique dans les couches supérieures du sol. Ce phénomène contribue à accélérer la libération de l'azote accumulé au cours des décennies dans les sols forestiers. En outre, le réchauffement et la diminution des précipitations peuvent également perturber l'état d'acidification des lacs [Skjelkvåle et al., 2001; Comité de l'Europe, 2005]. A titre d'exemple, l'effet exacerbant du réchauffement global peut provoquer la ré-acidification des cours d'eau et des lacs durant les périodes de sécheresse [Laudon et al., 2004].

b. Impact de carbone organique sur la qualité de l'eau

Le carbone organique dissous joue un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et joue aussi un rôle déterminant dans la qualité des cours d'eau. Les études récentes soulignent de plus en plus fréquemment l'importance de l'évaluation des processus de dégradation du carbone organique. Cette évaluation a servi à comprendre l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes, orientant ainsi de façon novatrice les recherches en écologie [Moore, 2004].

Pour les eaux de surface, les impacts du carbone organique peuvent comprendre : (1) le contrôle qu'il exerce sur l'acidité des eaux [Eshelman and Hemond, 1985], (2) la capacité à absorber une partie du rayonnement ultraviolet et cette capacité aidera à protéger les organismes vivants aquatiques [Zafariou et al., 1984]; (3) le rôle de source d'énergie et de nutriments pour les organismes aquatiques hétérotrophes [Wetzel, 1992 ; Hessen, 1992]; (4) la capacité à perturber les métaux lourds dans l'eau [Lawlor and Tipping, 2003 ; Tipping and al, 2006] et donc à transporter ces métaux vers cours d'eau; enfin (5) le carbone organique peut englober les molécules toxiques pour les êtres vivants (par exemple, les pesticides).

Le carbone organique rejeté dans le milieu naturel provoquera ainsi une dégradation de la faune présente dans le milieu aquatique et près des berges. Cette dégradation est le fruit d'une oxydation du carbone organique par l'oxygène dissous contenu dans l'eau. Celui-ci est donc consommé, ce qui peut modifier fortement l'équilibre chimique de l'eau et la survie des espèces aquatiques. Elles sont souvent responsables de la prolifération des algues et des végétaux aquatiques dans les étendues d'eau [Diren Alsace, 2007 ; Boissonneault, 2012]. En

pourrissant, ces végétaux vont se déposer au fond et reléguer des produits solubles qui vont polluer de nouveau le milieu. Les rejets peuvent entraîner toute une série de nuisances pour l'écosystème. A titre d'exemple, la désoxygénation de l'eau, la libération de substances toxiques (NH_3 , HNO_2 , H_2S , etc.), l'envasement du fond des rivières et la dégradation de la qualité de vie du milieu aquatique peuvent être néfastes autant pour les écosystèmes des cours d'eau que pour la santé publique, etc [Diren Alsace, 2007].

L'accumulation de carbone organique se traduira par la réduction du pH des lacs [Warren, 2010 ; Nghiem et al, 2011 ; Boissonneault, 2012]. Cette réduction peut être liée à la production des gaz CO_2 et SO_4 dans le processus de décomposition du carbone organique au fond des lacs. En effet, ces gaz peuvent se transformer aux formes d'acide (HCO_3 , H_2SO_4) sous différentes formes des réactions chimiques [Chen et al., 2001b]. En outre, les sols dans les milieux riches en carbone organique sont nettement plus acides [Range, 2000], donc ils peuvent provoquer une réduction du pH de l'eau dans ces milieux et contribuer une acidification des eaux pour les lacs et les rivières.

En ce qui concerne l'oxygène dissous, une concentration élevée en carbone organique produit une diminution de la teneur en oxygène dissous de l'eau. Cette diminution est due à deux raisons ; d'une part, la concentration élevée en carbone organique provoque un ralentissement du processus de dissolution de l'oxygène atmosphérique dans l'eau et d'autre part, elle consomme une grande quantité d'oxygène dissous pour sa décomposition en CO_2 , CH_4 et SO_4 [Morel, 2008 ; Chen et al., 2001b]. De plus, dans les eaux riches en carbone organique, les organismes aquatiques se développent fortement et consomment l'oxygène pour leur développement [Copin, 1996].

Enfin, les lacs et les rivières sont considérés comme les sites où le carbone est reminéralisé et transféré à l'atmosphère [Algesten, 2005; Tranvik et al., 2009; Huotari, 2011]. Donc, ils sont connus comme des sources ou des pièges importants d'émissions de gaz. Dans les systèmes aquatiques, le carbone organique est transformé en méthane (CH_4) et en dioxyde de carbone (CO_2) dans les processus biologiques. Il contribue à réguler la teneur en CO_2 de l'atmosphère terrestre et joue un rôle sur le climat de la planète [Gruber et Sarmiento, 2002]. Par conséquent le carbone organique des rivières et des lacs est un paramètre important du cycle externe du carbone qu'il convient de surveiller dans le cadre des changements globaux en cours [Morel, 2008].

1.1.4. Qualité des eaux du bassin de l'Ain

Le bassin versant de l'Ain est un écosystème très sensible, dont l'évolution est liée aux influences combinées des dynamiques naturelles et anthropiques sur le milieu. Le bassin versant est confronté à de nombreuses problématiques à caractère environnementale : la dégradation de la qualité des eaux, la gestion des débits des cours d'eau, l'eutrophisation des lacs et la dynamique de transport solide. **La Directive Cadre sur l'Eau (DCE)** insiste sur l'atteinte d'un bon état écologique des masses d'eau d'ici en 2015. Il faut par conséquent effectuer un état des lieux du territoire précis et exhaustif. Cet état des lieux va permettre l'élaboration d'un référentiel tant en terme de qualité que de quantité de l'eau et surtout la connaissance du fonctionnement des cours d'eau.

Dans le bassin de l'Ain, un problème majeur persiste ; il s'agit du conflit de gestion des débits entre l'amont et l'aval du bassin [Conseil générale du Jura. 2008]. La révision de la procédure SAGE est nécessaire impliquant l'intégration de tous et la réalisation d'études pour l'optimisation de la gestion des débits et de la qualité des eaux, la gestion concertée et raisonnée de la ressource et des milieux aquatiques. Afin d'évaluer l'efficacité de ces actions

et pour répondre aux questions récurrentes relatives à l'impact des aménagements hydroélectriques, des activités humaines (par exemple l'occupation du sol) sur l'environnement à l'échelle du bassin versant, une solution technique s'impose. D'autre part, le changement climatique est supposé avoir un impact direct sur l'environnement mondial au cours des 20 à 50 prochaines années, avec notamment une influence directe sur la ressource en eau. Par conséquent, évaluer l'impact du changement climatique sur la ressource en eau dans le bassin versant de l'Ain est une nécessité.

En effet, bien que le bassin versant de l'Ain ait fait l'objet de multiples études, le fonctionnement global de l'hydrosystème et les interactions entre les différents compartiments de ce système sont encore mal connus.

a. Physico-chimiques des eaux : approche théorique

Etat des connaissances de la physico-chimie des cours d'eau du bassin versant de l'Ain

Les analyses physico-chimiques réalisées par la DIREN de Franche-Comté en 2002-2003 dans 46 stations ne mettent pas en évidence de dégradations « alarmantes » sur le bassin versant de l'Ain. En revanche, on constate une augmentation chronique liée aux matières azotées et phosphorées qui ne permettent pas l'atteinte de la classe de qualité maximale. Ce type de pollution engendre des altérations du milieu qui se manifestent par l'eutrophisation observée sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain et qui peuvent être préjudiciables à la faune aquatique [Conseil Général du Jura. 2008]. Sur ce secteur, on constate également que les teneurs élevées en nitrates ont des fréquences plus importantes à l'aval de Priay et les altérations s'observent sur l'azote ammoniacal (NH_4) entre Allement et Pont d'Ain [Semelet et al., 2003]. L'origine de ces perturbations se trouve dans les pollutions générées sur le plateau ou les vallées des rivières (Arsure, Arsurette, Gillois, Conte et Sirod).

Contrairement à l'augmentation de l'azote, la diminution du taux d'oxygène a été enregistrée sur le bassin versant de l'Ain, surtout en amont du bassin versant. On constate une dégradation très nette avec des teneurs en oxygène dissous avoisinant régulièrement les 6 mg/l [Semelet, 2003]. A titre d'exemple, la situation observée en aval de Champagnole sur le plan oxymétrique est inquiétante. Compte tenu des valeurs enregistrées sur l'ensemble de l'Ain, l'excédent de charge organique responsable de ces chutes d'oxygène n'est pas le seul fait de l'agglomération champagnolaise, mais traduit une pollution plus insidieuse et chronique sur l'ensemble du bassin [Semelet, 2003].

Etat des connaissances de la qualité physico-chimique des lacs et retenues

La synthèse des résultats physico-chimiques et les indices fonctionnels caractérisant la pleine eau ont montré que les eaux des lacs du Jura et autres plans d'eau dans le bassin versant de l'Ain sont d'une qualité moyenne [Conseil Général du Jura. 2008 ; Agence de l'eau, 2010]. Cette dernière est sensiblement déclassée par l'indice lié à l'oxygène dissous dont la consommation journalière prononcée résulte de la surcharge en matière organique que reçoivent les lacs et qu'ils ne peuvent métaboliser entièrement [Barbe, 2003 ; Agence de l'eau, 2010 ; Onema, 2010].

Globalement les lacs du Jura et les retenues du bassin versant de l'Ain affichent des teneurs élevées en phosphore et en azote (l'ammonium et/ou les nitrites) [Conseil Général du Jura. 2008 ; Péricat et Coppin, 2011 ; ONEMA, 2011]. A titre d'exemple pour la retenue d'Allement, la quantité de phosphore et d'azote est classée au niveau orange (Médiocre) ; les

concentrations de NH_4 , de PO_4 et de phosphore total sont respectivement de 2 mg/l, 0,05 mg/l et 0,1mg/l [ONEMA, 2011].

Parallèlement à la pollution par l'azote, on relève dans certains lacs une dégradation de leur niveau d'oxygène. Cette dégradation est due à une augmentation de la teneur en matière organique et de la température. A titre d'exemple : la température de l'ordre de 24°C à Bellecin dans la retenue de Vouglans, provoque une sursaturation en oxygène dissous [Conseil Général du Jura. 2008 ; Péricat et Coppin, 2011 ; Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée & Corse, 2010].

Une diminution de l'oxygène dissous peut avoir plusieurs impacts négatifs sur l'écosystème lacustres dont les principaux sont :

- La libération du phosphore contenu dans les sédiments. En l'absence d'oxygène dissous, le phosphore emprisonné dans les sédiments peut être libéré via des processus chimiques complexes. Le phosphore devient alors disponible pour les végétaux aquatiques qui utilisent les surplus pour proliférer, ce qui entraîne une augmentation de la matière organique à décomposer [Hupfer et Lewandowski, 2008].
- Une mortalité accrue de certains organismes vivants. La concentration en oxygène dissous est un des facteurs qui déterminent les espèces qui pourront vivre dans le lac ainsi que leur nombre. Plus cette concentration est faible, plus la diversité des espèces animales et végétales s'en trouve appauvrie (perte de diversité biologique) [Mallya, 2007 ; Breitburgl et al., 1994].

b. L'acidification des eaux : état des cours d'eau et des plans d'eau

Sur l'ensemble de la Franche-Comté, pour 2004, l'indice de la qualité de l'air en état bon et très bon a été plus de 77,5 % des journées, contre 65 % en 2003 (environ 273 jours en 2004 contre 236 jours en 2003) et en état moyen a été d'environ 15,5% (comme en 2003).

En moyenne, ces indices ont été globalement médiocres pendant 6,8 % du temps contre 18 % en 2003 (25 jours 2004 contre 66 en 2003) et mauvais pendant 0,25 % des journées contre 2,5 % en 2003 (1 journée contre 9 en 2003). Les journées ayant des indices de qualité de l'air mauvais (indice de 8 sur une échelle de 10) sont des journées estivales marquées par la pollution à l'ozone.

Concernant les polluants classiques issus directement des activités humaines comme le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et les poussières, le bilan 2004 est globalement satisfaisant, car l'ensemble des concentrations, tant en pic de pollution qu'en pollution de fond, est à la baisse. Seul le benzène présente une stagnation, voire une hausse, pour cette année 2004 [Terrel et al., 2006 ; Conseil régional de Franche-Comté, 2008]. Les pluies acides n'ont pas été enregistrées dans cette région sur les 20 dernières années.

Cependant, notre étude initiale sur les lacs du Jura a montré des signes d'acidification récents [Nghiem, Nedjai et al., 2011]. Dans cette étude, nous avons démontré que le pH diminue en raison de l'augmentation de la concentration en carbone organique. La source principale de celui-ci est à rechercher dans le couvert végétal bien développé et dans la nature tourbeuse des sols. De plus, des apports complémentaires d'origine anthropique constituent également une source importante [DIREN Franche-Comté, 1999].

1.2. Le rôle de la modélisation dans la gestion des ressources en eau

Le système hydrologique est très complexe. De ce fait, il est difficile de comprendre suffisamment les multiples interdépendances physiques, biochimiques, écologiques, sociales, et politiques (humaine) des processus qui régissent le comportement des hydrosystèmes. Ces processus sont affectés par les incertitudes concernant la valeur des facteurs que nous pouvons mesurer : l'approvisionnement en eau, la demande en eau, le changement climatique, l'évolution de l'occupation du sol, etc. Ils sont également affectés par des facteurs imprévisibles, ainsi que par des événements aux conséquences indirectes et inattendues [Loucks et Beek, 2005; Milićević, 2010].

Depuis la mise en place de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (directive 2000/60/CE) [Parlement européen, 2000], la gestion de l'eau est entrée dans une phase d'obligation de bons résultats à l'horizon 2015. Un nouveau programme d'amélioration de la qualité de l'eau sera ensuite mis en place à l'horizon 2027 dans une optique d'améliorations de l'état de la ressource [Houet, 2008]. Pour la réalisation efficace de cette Directive, un programme d'amélioration de la qualité de l'eau nécessite la prise en compte des changements qui se produisent à l'échelle locale, régionale ou mondiale, là où l'eau acquiert ses caractéristiques physico-chimiques.

Il est donc nécessaire de doter les aménageurs d'outils d'aide à la décision leur permettant de mener à bien la gestion des ressources en eau et notamment des outils permettant de prédire l'évolution de la ressource en eau dans le temps et dans l'espace [Houet, 2008]. Ces outils doivent être capables de traiter les différentes propriétés des données et des informations sur l'eau, l'occupation du sol, le climat, etc. [Laurent, 1996 ; Verot et al, 2003]. Parmi ces outils, la modélisation adaptée a suscité un intérêt assez marqué pour la gestion de la ressource en eau.

La modélisation fournit un moyen pour prédire les caractéristiques de la ressource en eau, et permet de simuler les différentes hypothèses/scénarios [Lindenschmidt, 2006]. Elle est également la représentation d'une partie de la réalité à l'aide d'objets abstraits et de relations liant ces objets, dans le but de prévoir ou simplement de comprendre cette réalité [Laurent, 1996 ; Loucks and Beek, 2005].

Les trente dernières années ont enregistré des avancées majeures des capacités à modéliser les domaines de l'ingénierie, de l'économie, de l'écologie et de l'hydrologie. L'application des modèles ont amélioré notre compréhension, et ont donc contribué à la conception de systèmes améliorés pour la gestion et l'exploitation de la ressource [Loucks et Beek, 2005; Strzepek et al., 2012].

Pour la modélisation de la ressource en eau, la méthode des scénarii en prospective est bien adaptée à la prise en compte de la dimension temporelle à long terme, mais elle est aussi une idée importante dans la modélisation de la quantité et la qualité du système hydrologique. Cette méthode permet de détecter les changements et d'identifier les causes des changements. De plus, elle peut accentuer le décalage entre l'échelle où se passe le changement et l'échelle d'où provient le changement [Houet, 2008 ; Tessema, 2011; Strzepek et al., 2012].

Par ailleurs, la modélisation permet une simplification d'un système complexe dans le processus de l'analyse. Cette simplification ne signifie pas une réduction des paramètres du modèle dans le processus de calcul, mais une capacité de couplage avec d'autres modèles (des modèles de liens externes). A titre d'exemple, pour l'analyse des réponses hydrologiques (à l'échelle du bassin versant) aux changements climatiques, un couplage des modèles du changement climatique désagrégés et des modèles hydrologiques sera réalisé [Toussaint,

2012]. Ce couplage est fondés sur la reconstitution des cycles hydrologiques passés pour ensuite simuler leur évolution pour le futur [Pujalon, 2011 ; Toussaint, 2012].

L'application de la modélisation dans le domaine de la ressource en eau est complexe, car il n'existe pas de modèle universel applicable pour tous problèmes et à toutes les échelles. Autrement dit, il n'existe pas une mais de multiples modélisations possibles et le lien entre les modèles et l'objectif de son application est particulièrement important [Villeneuve, 1998]. Pour la modélisation de la ressource en eau, l'application des modèles hydrologiques peut servir à :

- la modélisation de la qualité de l'eau ;
- la modélisation du cycle de l'eau ;
- la modélisation du transport et des transformations des polluants ;
- la modélisation des impacts du changement climatique sur la ressource en eau ;
- la modélisation des impacts du changement de l'occupation des sols sur la ressource en eau.

De manière générale, la modélisation d'un système hydrologique permet de faire avancer la compréhension du fonctionnement du système modélisé ; de prédire des états futurs du système en fonction de différentes sollicitations (mode prédictif ; modification des variables d'entrée) ou d'évaluer la réponse du système à différents scénarios d'usage de ce dernier (mode gestion ; variations des paramètres et des conditions frontières, etc.) [Villeneuve, 1998 ; Strzepek et al., 2012].

Parmi les facteurs caractéristiques de la modélisation hydrologique, mentionnons :

- la diversité des processus en jeu (des processus physiques et chimiques) ;
- la complexité des systèmes étudiés (multiples conditions aux limites et difficulté de considérer un système « fermé ») ;
- la présence de multiples échelles tant spatiales que temporelles ;
- la difficulté de procéder à des mesures extensives et dans des conditions variées.

Les problématiques actuelles de la ressource en eau en France en général, à l'Ain en particulier pourraient continuer dans le futur sous les doubles effets de l'homme et la nature. Parmi ces effets, le changement de l'occupation des sols et les perturbations climatiques sont les principales causes qui auront un impact direct sur l'évolution de la ressource en eau [Houet, 2008 ; Amigues, 2006 ; Rondia et al., 2007 ; CESE Franche-Comté., 2010 ; ONERC., 2012]. Par conséquent, l'application des modèles mathématique, physique et chimique pour l'évaluation de l'évolution de la ressource en eau est très importante. Parmi ces modèles, les modèles hydrologiques et les modèles hydrogéochimiques sont choisis pour l'évaluation de la quantité et la qualité de l'eau. En parallèle, un couplage des modèles hydrologique/hydrogéochimiques avec les modèles du changement de l'occupation des sols et du climat, et avec les SIG est une nouvelle approche pour la gestion efficace de la ressource en eau.

Face aux différentes questions en suspens que nous entendons traiter, la modélisation peut apporter une aide précieuse sur deux plans. D'une part, elle peut permettre de tester des

hypothèses sur les mécanismes et la localisation spatiale des sources de pollution dans les bassins versants. D'autre part, elle peut permettre de construire des scénarios d'évolution de la teneur des polluants des eaux de surface en réponse par exemple aux changements du climat, de l'occupation des sols. Ces scénarios peuvent évaluer les relations entre le climat, l'occupation des sols et l'évolution de carbone organique au niveau du sol, des rivières et des lacs ; ces relations seront aussi élucidées et formalisées mathématiquement [Lindenschmidt, 2006 ; Morel, 2008].

1.3. Apport des SIG dans la gestion de la ressource en eau

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont devenus un outil très utile dans tous les domaines et plus spécifiquement en environnement [Hoove,. 1997]. Pour les dernières décennies, nous avons vu la capacité de stocker, gérer et analyser l'information des SIG relative aux ressources en eau à un niveau important [Usali et Ismail, 2010 ; Madesh et Ravikumar,. 2012]. Le rôle du SIG est de plus en plus important pour résoudre le problème de stockage, la manipulation et l'analyse de grands volumes de données spatiales liées à des problèmes de ressources en eau [Joliveau, 2004 ; Usali et Ismail, 2010].

Les bases de données sont maintenant à la portée de la plupart des services techniques responsables de la gestion de l'eau. Les récents développements dans le domaine de la cartographie permettent de mettre en place des systèmes décentralisés de collecte, d'analyse et de diffusion de l'information, beaucoup plus aisés à gérer que les systèmes centralisés existant jusqu'à présent [Wilson et al., 2000 ; Joliveau, 2004].

Les progrès récents des SIG permettent d'obtenir une information détaillée sur l'occupation du sol, les changements sur/dans le territoire. Une combinaison entre le SIG et les modèles appropriés, permet le développement de systèmes d'aide à la décision particulièrement utiles pour la planification et même la gestion en temps réel de la ressource en eau. Au niveau local, ils permettent également de fournir une information en temps réel de l'état de la ressource en eau [Joliveau, 2004].

Ces technologies représentent un atout considérable dans la recherche d'une gestion appropriée de la ressource en eau. Ils permettent également d'avoir accès et d'assurer la gestion et l'entretien, la représentation visuelle et graphique des données réelles, la collecte de l'information de base, notamment pour ce qui concerne les traitements à partir de la base de données originale [Wilson et al., 2000].

Si la modélisation permet l'évaluation de la ressource en eau, le SIG joue un rôle très important dans l'amélioration de la précision de ses résultats. En effet, l'intérêt d'un SIG réside dans le fait que sa représentation visuelle et graphique de la production provient d'une base de données originale [Hoover, 1997]. Les SIG sont également conçus pour intégrer facilement d'autres programmes de traitement dits externes de sorte qu'un lien peut être établi avec un modèle [Sheppard, 1995]. Une fois ce lien établi, le modèle et le SIG travaillent de façon interactive entre eux pour résoudre un problème défini.

La figure 1.1 illustre les applications et les avantages du SIG dans la gestion de la ressource en eau. Cette figure montre qu'un système technique du SIG est organisé autour d'une base des données géographiques, combinant des données spatialisées et des données thématiques. La variété de fonction du SIG, la complexité de leur mise en œuvre et la nécessité de solutions

méthodologiques à portée générale ont conduit les auteurs à choisir une concrète perspective de l'application du SIG. Pour la modélisation de la ressource en eau du bassin versant de l'Ain, nous pouvons distinguer trois domaines d'application des SIG :

- collecte de données;
- mise en place de la base de données;
- aide à la modélisation hydrogéochimique

Ces applications seront détaillées dans les prochains paragraphes.

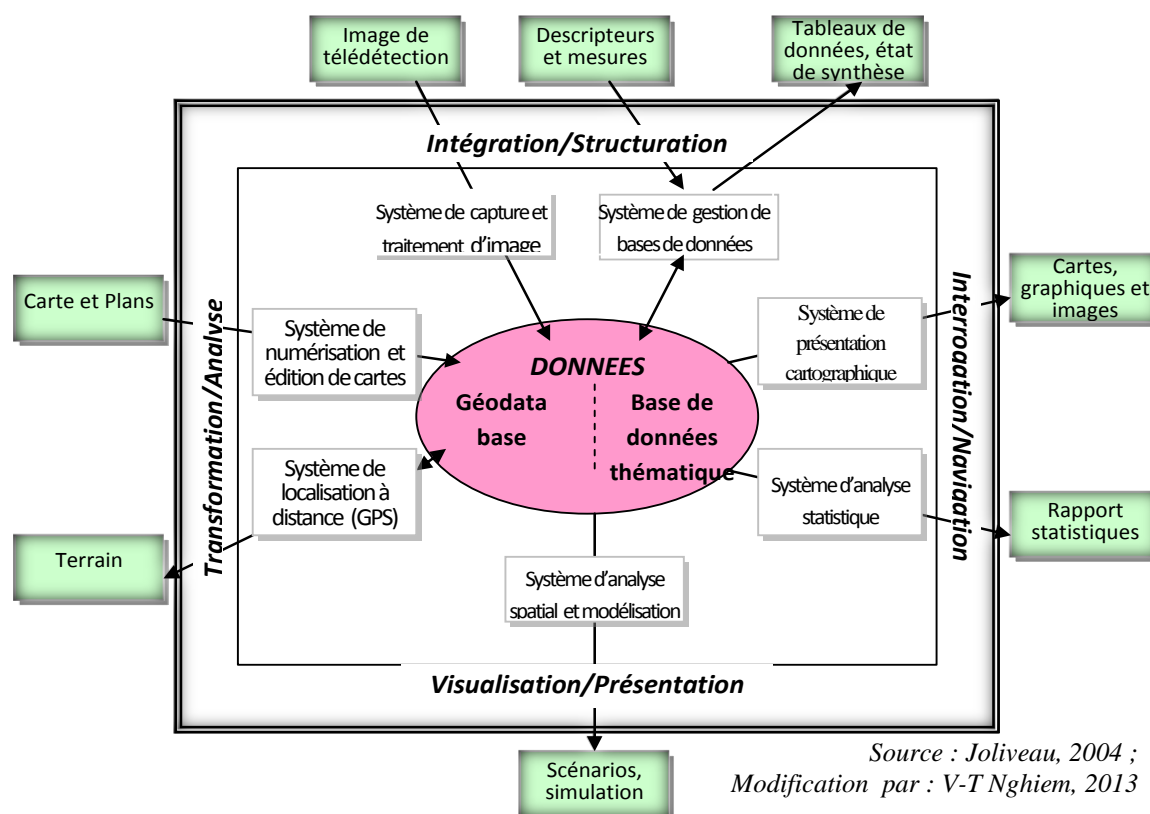


Figure 1. 1 : Le système technique d'un SIG

1.3.1. Collecte et diffusion des données

Les SIG jouent un rôle important dans la collecte des données. En effet, les données de sources diverses sont inventoriées à partir de plusieurs organismes, sur terrain et par numérisation des cartes existantes [Smida et al., 2005]. Ces données sont traitées sous une plate-forme multi-logiciel (M. Access, ArcView et ArcGis...) afin d'élaborer une base de données hydrogéochimique très riche permettant la manipulation, la mise à jour des ces données ainsi que la visualisation personnalisée des différents résultats [Hoove, 1997 ; Smida., 2005 ; Usali et Ismail, 2010].

La diffusion des données est en aval du processus de traitement et d'analyse des données. Les SIG offrent la possibilité de générer des produits tels que des cartes, des graphiques et des tableaux de synthèses [Smida et al., 2005 ; Sanga et Dosso., 2007]. Ces produits peuvent être sous forme de copies papiers, de fichiers électroniques ou apparaître sur un écran d'ordinateur. La sophistication du logiciel permet d'offrir une variété de qualités et d'options à l'opérateur. Dans la plupart des cas, les SIG génèrent des cartes, des résumés et des fichiers de base qui peuvent être transcrits dans des formats exportables dans la plupart d'autres SIG [Sanga et Dosso., 2007].

1.3.2. Mise en place de la base de données

La géodatabase (geographic database) est le cœur de tout Système d'Information Géographique, qui organise les données SIG en couches thématiques et en représentations spatiales. Sa composante spatiale représente une collection de données spatialement référencées qui agissent comme un modèle de la réalité. Par contre les données thématiques représentent les éléments (objets, relations...) qui permettent de réaliser des cartes thématiques. Dans le domaine de la cartographie, *Boussema (1994)*, a défini la base de données comme une collection de données non redondantes partageables entre différents systèmes d'application.

La base de données élaborée dans le cadre de ce travail est à deux composantes :

- une composante descriptive ou alpha-numérique ;
- une composante cartographique (spatiale) ;

Sous le SIG, on peut combiner ces deux composantes afin de les visualiser sur un même support.

1.3.3. Aide à la modélisation hydrogéochimique

Le SIG permet de gérer, d'analyser et d'afficher des informations géographiques. Celles-ci sont représentées par une série de jeux de données génériques simples. La possibilité d'accéder aux données et l'utilisation de plusieurs bases de données simultanément sont deux caractéristiques fondamentales des SIG [Hoove, 1997]. En effet, ce dernier utilise un modèle de données géographiques génériques pour représenter les informations spatiales telles que les entités, les rasters et autres types de données spatiales. La prise en charge des modèles à bases de fichiers comprend l'accès à de nombreux jeux de données SIG, tels que les couvertures (coverages), les fichiers de formes (shapefiles), les grilles (grids), les images et les réseaux de triangulation irréguliers (TIN ou MNT) [Adamus, 1995]. Le modèle de géodatabase gère le même type d'informations géographiques dans une base de données relationnelle et offre de nombreux avantages dans la gestion de données proposée par un système de gestion de base de données [Adamus, 1995 ; Willson et al., 2000 ; Usali et Ismail, 2010].

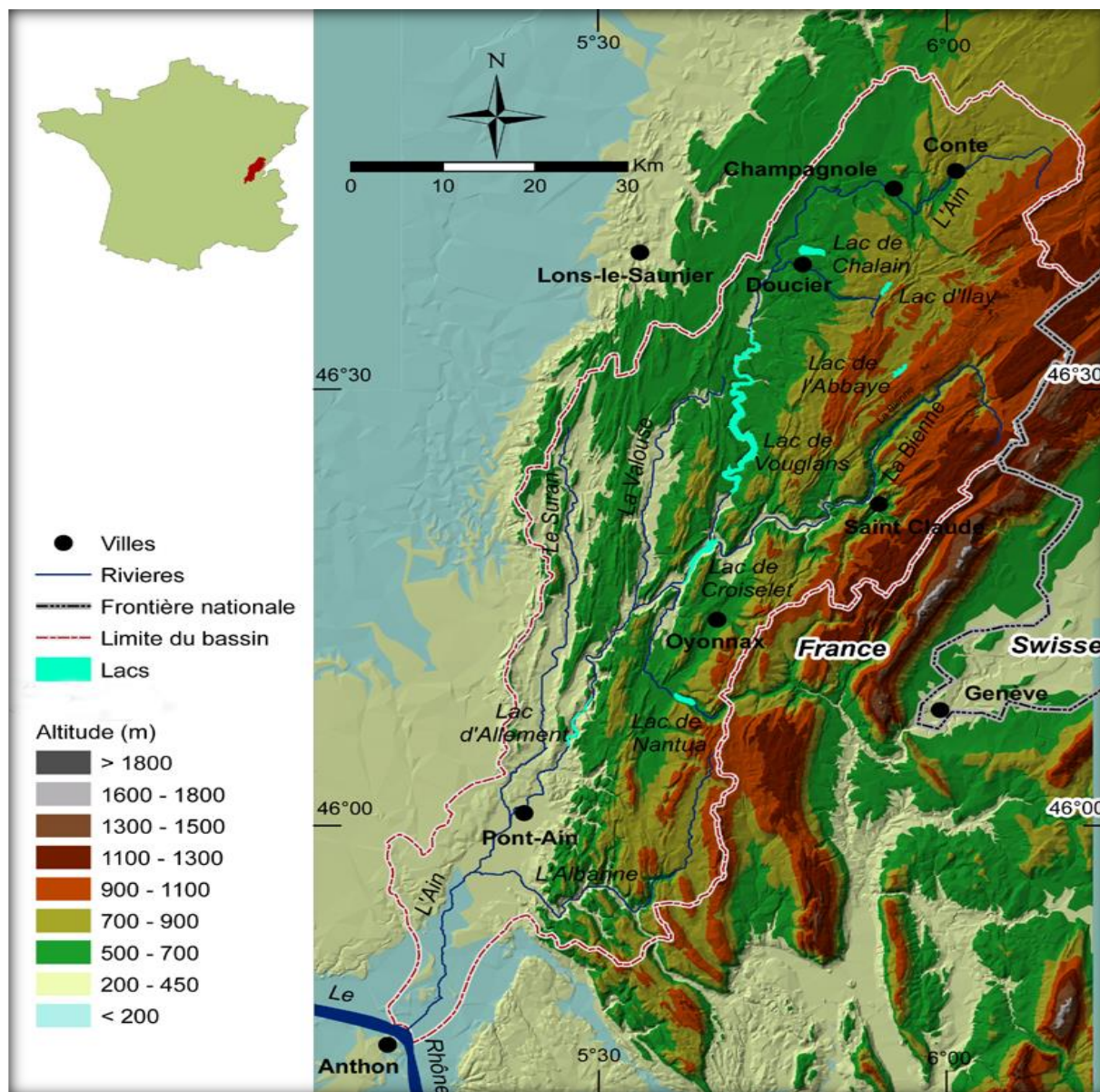
Le SIG a montré qu'il peut être un outil fiable pour la gestion des eaux de surface, la pollution diffuse, et la qualité de l'eau. Plusieurs couches tels que la topographie, l'occupation du sol, la pédologie, l'hydrologie et l'hydrogéochimie sont intégrées et superposées [Battaglin, 1993 ; Jeton et Smith, 1993]. Le but étant de délimiter le bassin en question, définir sa géométrie de réservoir et le sens d'écoulement, ainsi que son fonctionnement hydrodynamique (zone de recharge et exutoire) [Chen, 2001b]. Le rôle principal du SIG est l'intégration avec un modèle hydrogéochimique. Le modèle accède les grandes bases de données du SIG pour simuler des paramètres nécessaires. Ce modèle fournit ensuite les résultats au SIG où les représentations visuelle et graphique dans le SIG permettent d'évaluer rapidement ces résultats.

1.4. Contexte géographique et géologique du site d'étude

1.4.1. Contexte géographique du bassin versant de l'Ain

Dans le cadre de ce projet de recherche, le bassin versant de l'Ain (France) a été sélectionné pour subir des traitements permettant d'évaluer son état actuel et prévoir son évolution par l'utilisation combinée des SIG (vecteur et raster) et des modèles hydrogéochimiques (Figure 1.2). Située entre deux régions : Rhône-Alpes et Franche-Comté, la rivière de l'Ain prend sa

source en Franche-Comté à 681 mètres d'altitude (dans une vallée boisée sur la commune de Conte du département Jura), et se jette dans le Rhône non loin d'Anthon après avoir parcouru 195 km (*Cartes topographiques d'IGN, 1992*). Le bassin drainé par ce cours d'eau s'étend sur le Massif du Jura, avec une superficie de 3760 km². Il fait 42 km de largeur et 130 km de longueur et est délimité à l'Est par la Haute Chaîne Jurassienne culminant à 1500 m d'altitude qui le sépare de la Suisse voisine. A l'Ouest, la zone d'étude est limitée par la Côte de l'Heute et au Nord, les limites coïncident avec le plateau de Nozeroy, sources de l'Ain et de la Serpentine.



(Source : IGN ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2014)

Figure 1. 2 : Cadre géographique du bassin versant de l'Ain

1.4.2. Contexte géologique et hydrogéologique : Lithologie, structure et morphologie

L'hydrogéologie du bassin de l'Ain est essentiellement dominée par l'extension des formations calcaires. Ainsi la lithologie montre-t-elle une bonne prédisposition à la karstification [Jonac, 1974]. La figure 1.3 illustre une synthèse des structures géologiques du bassin versant de l'Ain.

a. Lithologie

Sur le plan lithologique général, le bassin de l'Ain est divisé en trois séries stratigraphiques qui représentent trois régions du bassin : nord, centre et sud. Elles correspondent aux lithologies de Champagnole, de Moirans et de Nantua.

Dans une optique hydrogéologique, les variations de faciès n'ont qu'un intérêt secondaire, les grandes formations perméables et imperméables se trouvant identiques dans tout le bassin. La lithologie du bassin peut être resumée en suivante [Chauve, 1987]:

- le Jurassique inférieur (Argovien ou Lias Marneux) est séparé dans la stratigraphie par l'ensemble marneux. Cette couche constitue un niveau essentiellement imperméable avec cependant la présence de quelques sources à faibles débits ;
- le Jurassique moyen est une masse calcaire d'une épaisseur pouvant atteindre 200 m. Très fracturée, elle dispose d'un réseau karstique relativement conséquent avec de nombreuses dolines, gouffres et chenaux ;
- le Jurassique supérieur à marnes et lits calcaires argileux est généralement plus épaisse que le Jurassique moyen. Leur épaisseur est de 300 à 400m. De nombreuses sources apparaissent également à ce niveau, telle que la source de Saint-Claude, des Foules et de Montbrillant;

En général, les deux types de lithologies du Jurassique moyen et du Jurassique supérieur sont ensembles calcaires ceux qui commandent l'hydrogéologie du bassin de l'Ain [Jonac, 1974].

b. Structure générale

Le secteur d'étude est divisé en deux grands ensembles structuraux : Jura tabulaire et Jura plissé [Jonac, 1974].

- **Jura tabulaire.** Cette structure comprend quatre plateaux situés dans le Jura central : le plateau de Nozeroy, le plateau de Champagnole, le plateau d'Arinthod (ou plateau de la Valouse) et le plateau de Lons. Les plateaux de Nozeroy et de Champagnole sont essentiellement formés de Jurassique supérieur calcaire tandis que celui de Lons est principalement formé de calcaires du Jurassique moyen. Sur le plateau d'Arinthod, on peut trouver des calcaires du Jurassique supérieur (au sud), des marnes du Jurassique supérieur (au centre) et des calcaires du Jurassique moyen (au nord) ;
- **Jura plissé.** Dans cette structure, on peut distinguer les trois grands faisceaux lédonien, bugiste et helvétique [Jonac, 1974]. Le faisceau lédonien situé plus à l'ouest se prolonge vers le sud par le Vignoble et le Revermont ; il présente une dominance de faciès calcaires du Jurassique supérieur. Le faisceau bugiste prend son origine dans la zone des plateaux par la pincée de l'Euthe qui est relayée plus au sud par les accidents d'Orgelet et le faisceau de Berthiand. Le faisceau helvétique est une grande zone traversée par des accidents transversaux tels que les failles de Morez et de Vuache-Molinges près de Moirans-en-Montagne.

c. Morphologie des aquifères

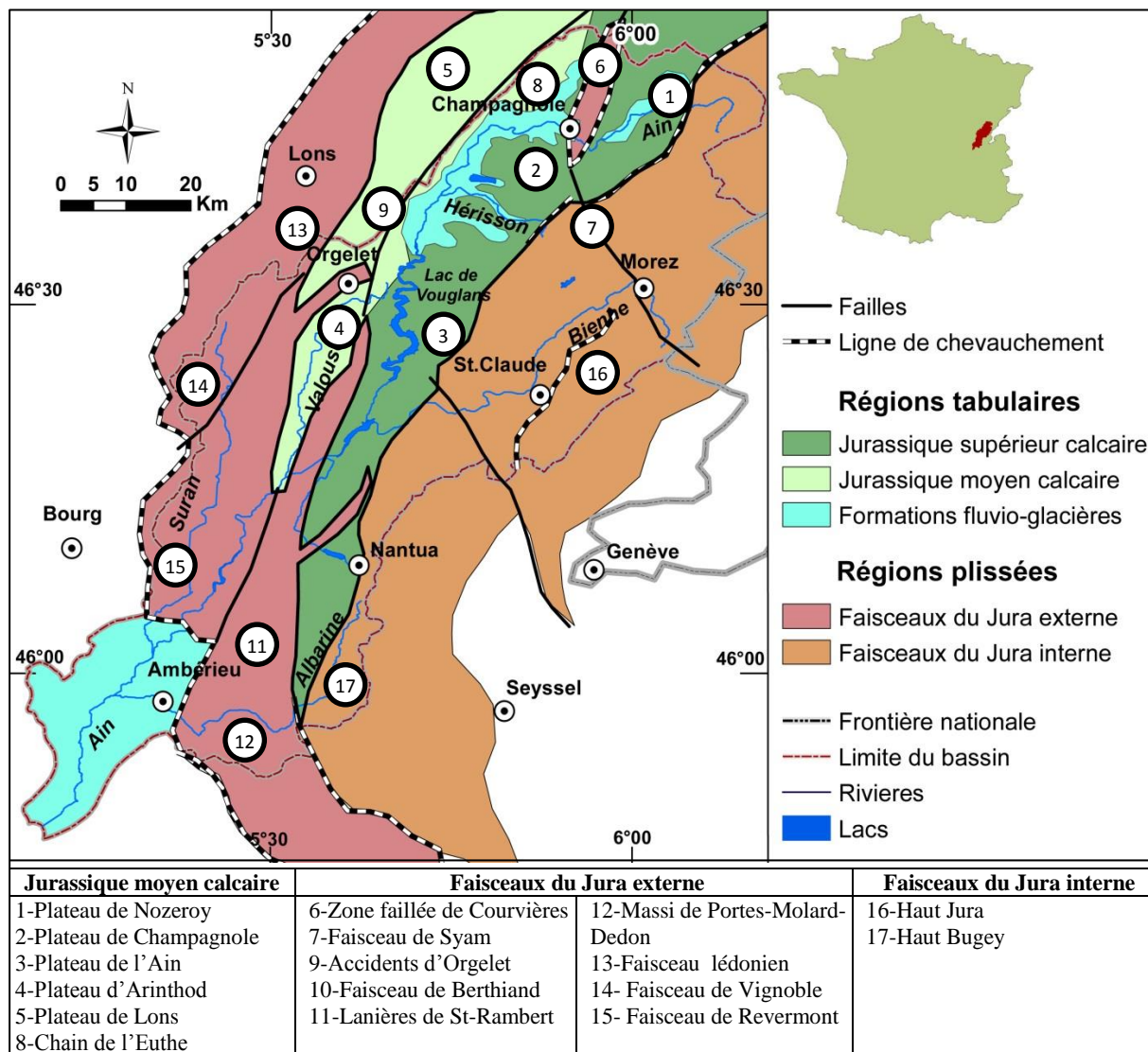
Les aquifères ont une relation importante avec les débits du bassin versant de l'Ain. L'analyse des structures géologiques du bassin versant, nous permet de connaître approfondie sur l'extension éventuelle des aquifères.

Une grande zone limitée par des plateaux (Nozeroy-Champagnole-Arinthod) présente une continuité des faciès favorable à l'extension et à l'homogénéité des aquifères tandis que les

zones plissées disloquées et morcelées en unités parfois minuscules ne sont pas favorables à l'extension d'un système karstique unique [Jonac, 1974].

Dans le faisceau helvétique, la grande amplitude des mouvements anclinaux et synclinaux permet une meilleure homogénéité du développement karstique.

Un aquifère peu étendu, mais qui a un rôle important : c'est la nappe alluviale de la basse vallée de l'Ain. Les alluvions modernes de l'Ain sont peu étendues, mais elles présentent une bonne perméabilité. Elles sont emboîtées dans les terrasses des alluvions fluvioglaciaires, qui forment la majeure partie de l'aquifère. La perméabilité de ces alluvions est de $3 \text{ à } 4 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$; l'épaisseur mouillée est en moyenne de 8m mais peut dépasser 20m.



Source : D'après de Jonac, 1974 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2014

Figure 1. 3 : Les grandes unités structurales du bassin versant de l'Ain

d. Karst dans le bassin de l'Ain

La présence systématique de calcaires sur l'ensemble du bassin versant a profondément marqué l'hydrogéologie de la région. De nombreux exemples témoignent de l'excellente richesse karstique dont dispose le bassin versant à l'image de l'exceptionnelle extension du bassin versant de la source de la Papeterie qui alimente le Syndicat du Centre Est et la ville de Champagnole, la source du Val qui draine le plateau de Songesson et de Ménétrux, la source de l'Enragée à Molinges (dont les circulations souterraines sur près de 30 km) draine le lac de

l'Abbaye pour finir dans la vallée de la Bienne et finalement la mystérieuse source de l'Arce qui alimente en eau potable la ville de Morez [Jonac, 1974 ; Chauve, 1987].

Une première phase de karstification correspond à l'émergence de la fin du Jurassique supérieur. Elle est cependant insignifiante.

Une seconde phase débute avec le Tertiaire et se prolonge simultanément avec les phénomènes de déformation tectonique et d'érosion. Une intense karstification marque le Pliocène dont le climat devrait être subtropical.

1.4.3. Réseau hydrographique : un équilibre parfait entre surface et souterrain

L'Ain prend sa source au niveau d'une importante résurgence karstique sur la commune de Conte [Conseil général du Jura, 2008], où l'eau sort d'une vasque de 15 mètres de longueur, de 2 à 6 mètres de largeur et de 15 mètres de profondeur creusée dans les calcaires Portlandiens [Jonac, 1974]. L'Ain rejoint assez directement le Rhône suivant une direction grossière NE-SO ; dans lequel il se rejette à Anthon à 184 mètres d'altitude après un parcours de 195 kilomètres [Jonac, 1974 ; d'après la carte topographique de l'IGN, 1992].

Le réseau hydrographique du bassin de l'Ain comprend les cours d'eau et les plans d'eau (Figure 1.4). Les cours d'eau de l'Ain présentent une pente moyenne de 2.56 m/km et ils peuvent être divisés arbitrairement en trois parties : cours supérieur de l'Ain, cours moyen de l'Ain et cours inférieur de l'Ain.

a. Cours supérieur de l'Ain

L'Ain reçoit la Serpentine, la Londaine en rive droite, la Saine et son affluent (la Lemme) en rive gauche à Syam, avant d'infléchir définitivement son cours vers le Sud, au plateau de Champagnole. Elle reçoit sur sa droite Angillon à l'aval de Champagnole. De Syam à Champagnole, la pente s'adoucit ; l'Ain coule du Sud-Est vers le Nord-Ouest et entre ainsi plus profondément dans le plateau de Champagnole, où il coule sur les dépôts glaciaires qui ont recouvert son ancienne vallée. De Champagnole à la chaîne de l'Euthe, l'Ain montre de nombreux méandres et coule dans une direction générale Est-Ouest (Figure 1.4).

b. Cours moyen de l'Ain

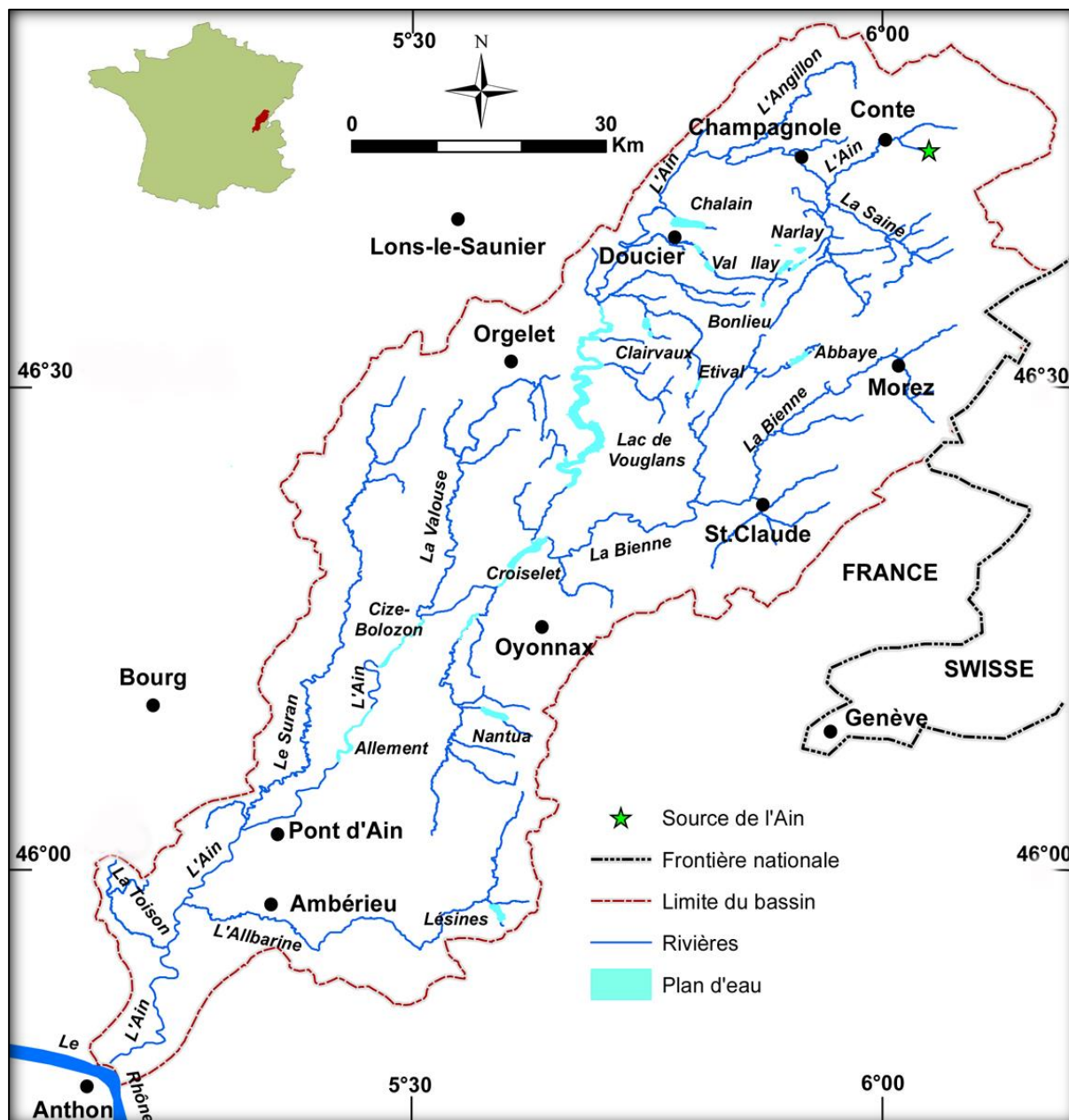
Le cours moyen de l'Ain, est situé entre la ville de Crotenay et l'exutoire de la Valouse (Figure 1.4). A partir de Crotenay à l'amont du lac de Vouglans, l'Ain coule approximativement du nord-est vers le sud-ouest en bord de la chaîne de l'Heute, où ses principaux affluents tels que le Hérisson, la Sirène et le Drouvenant sont en rive droite. A l'aval de Vouglans, il y a deux affluents principaux de l'Ain : la Bienne en rive droite et la Valouse en rive gauche [Jonac, 1974].

La Bienne transversale suit le grand décrochement SE-NO de Morez et a une pente moyenne de 12% ; elle prend sa source dans le haut plateau de Prémanon. Son haut parcours est torrentiel et très pentu, notamment à partir de Morez jusqu'à Saint-Claude. Elle reçoit principalement l'Evalude, la résurgence karstique de l'Arce et la Pissevieille [Jonac, 1974 ; Conseil général du Jura, 2008]. A l'aval de Saint-Claude, elle reçoit son principal affluent en rive gauche (le Tacon et le Flumen) et rejoint l'Ain dans la retenue de Coiselet, après un parcours total d'environ 69 km [Jonac, 1974].

La Valouse (environ 42 km de longueur) est alimentée de plusieurs ruisseaux tels que le Bief d'Enfer, le Merlu, le Valouson et le Valzin. En fin de parcours un dernier affluent notable, le

Sançon, rejoint la Valouse avant sa confluence avec l'Ain, au niveau de Thoirette, en amont de la retenue de Cize-Bolozon [Jonac, 1974].

Dès après sa rencontre avec la Bienne, l'Ain ne se dirige plus selon les plis du Jura, mais les franchit en oblique par des cluses successives et incline ainsi son cours vers l'Ouest. Ainsi jusqu'à Poncin, la rivière est affectée de nombreux méandres, dont le plus célèbre est celui de Cize-Bolozon. Ce méandre montre une indépendance complète à l'égard de la tectonique [Jonac, 1974].



(Source : IGN ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2013)

Figure 1. 4 : Hydrographie du bassin versant de l'Aain

c. Cours inférieur de l'Aain

De Neuville sur Ain à l'embouchure du Rhône, l'Aain termine son parcours dans une vaste plaine fluvio-glaciaire où il alimente une importante nappe phréatique. Sa pente dans ce dernier tronçon est de 1.25%, ce qui provoque de nombreux méandres, ainsi que des bras morts.

La rivière reçoit sur sa rive droite le Suran (pente 4.5%) qui draine le Revermont et dont le trajet est affecté de nombreux phénomènes karstiques. Le Suran naît dans la petite localité de Loisia, dans le département du Jura et se dirige d'emblée vers le sud, direction qu'il maintiendra jusqu'à sa confluence avec l'Ain près de Pont-d'Ain. La longueur du Suran est d'environ 74 km et son bassin versant égal à 350 km² [Jonac, 1974].

Sur la rive gauche, le cours inférieur de l'Ain reçoit son dernier affluent important : l'Albarine (pente 13%) après avoir coulé Nord-Sud dans le synclinal crétacé d'Hauteville. L'Albarine prend sa source à 950 m d'altitude dans le département de l'Ain, au sein d'un complexe de zones humides sur la commune de Brénod. Après s'être écoulée sur un plateau du massif du Bugey, elle plonge dans des gorges par une chute de 115 m au niveau de la cascade de la Charabotte. Elle traverse alors le canton de Saint-Rambert-en-Bugey avant de rejoindre la rivière d'Ain à Châtillon-la-Palud à 222 m d'altitude. Drainant un bassin versant de 313 km², la rivière se perd totalement par infiltration, tous les étés, sur le plateau à l'amont du fait des infiltrations dans le massif karstique. La longueur de l'Albarine est d'environ 60km [Jonac, 1974 ; Conseil général du Jura, 2008].

d. Lacs dans le bassin de l'Ain

Dans le bassin versant de l'Ain, il y a un total 20 plans d'eau, avec 15 lacs naturels et 5 lacs artificiels. Parmi ces 15 lacs naturels, 14 lacs se trouvent dans le Jura ; ils sont appelés « lacs jurassiens ». Ce sont des écosystèmes sensibles, fragiles et le support des multiples usages, comme les activités de loisirs liées au tourisme, alimentation en eau potable et maintien des paysages et de l'équilibre écologique. Les lacs artificiels sont des retenues destinées à la production d'hydroélectricité : lac de Vouglans, lac d'Allement, lac Cize-Bolozon et lac Coiselet (Figure 1.4).

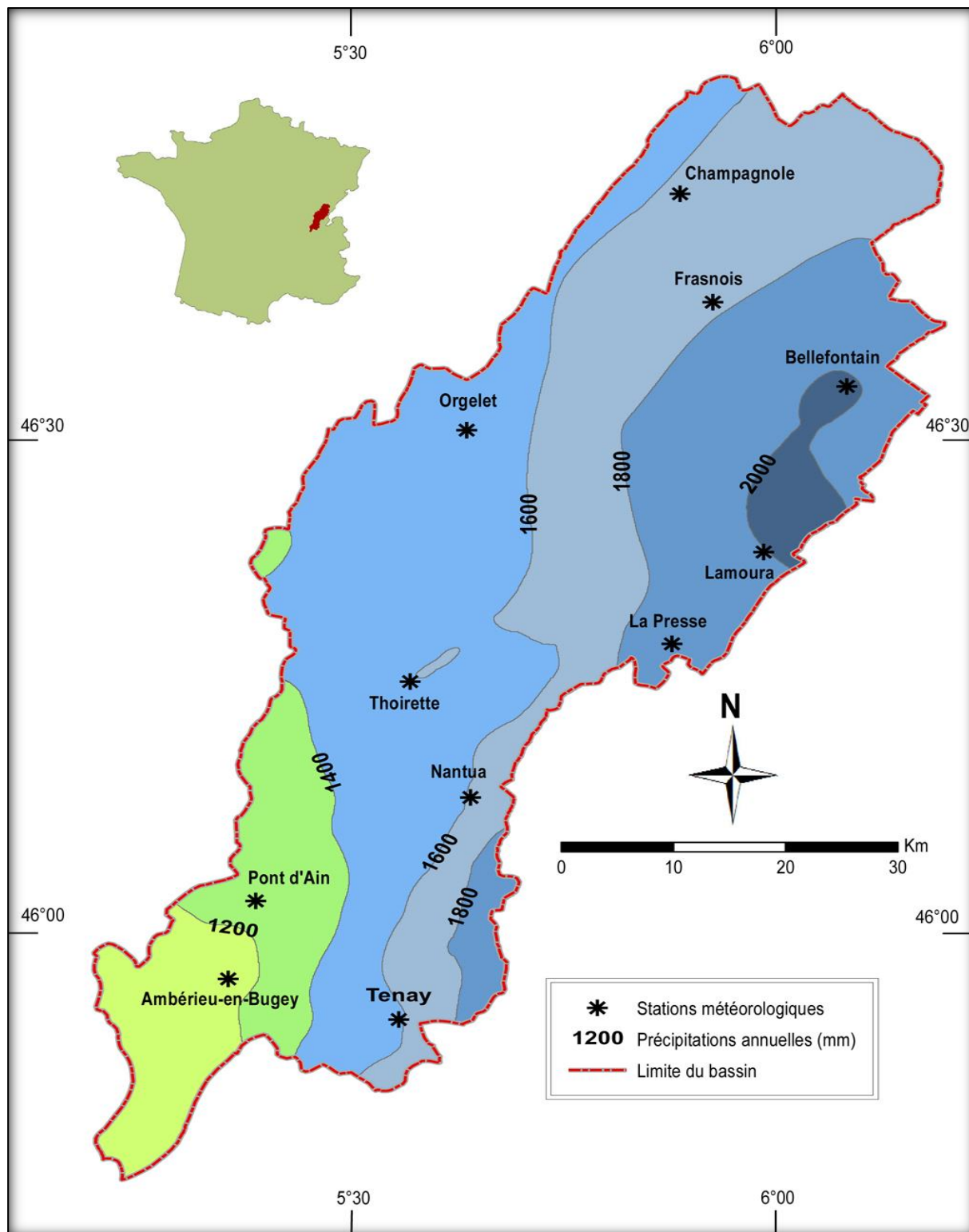
1.4.4. Contexte climatique : une disparité amont-aval

En général, le climat jurassien est de type continental à caractère montagnard, avec un gradient altitudinal marqué. Les précipitations se situant entre 1500 et 2500 mm d'eau par an, le massif peut être considéré comme étant trop arrosé [Rodriguez, 2002]. A l'intérieur du bassin versant, des différences de climat apparaissent du fait de l'élévation de l'altitude des masses d'airs durant leur progression vers l'intérieur du massif jurassien. En plaine, les étés sont chauds et l'automne est particulièrement doux. La neige est peu présente dans ce secteur du bassin en hiver avec d'environ 65cm/an de neige cumulée (valeur moyenne calculée à partir de données dans les périodes hivernales de 1984 à 2010) [Cuaz et Bonnetant, 2010]. La zone intermédiaire constituée du premier plateau et de la Petite Montagne connaît des hivers plus marqués et plus longs. Dans l'espace le plus au Sud-Est du bassin, les conditions climatiques s'approchent du climat montagnard. L'été est plus humide avec de nombreux orages, l'hiver est long avec les neiges et les saisons intermédiaires sont courtes. En mars 2008, la hauteur maximale de neige atteint près de 2 mètres dans la Forêt du Massacre qui borde Lamoura (1370 m) [CESE Franche-Comté, 2010 ; Auffray et al, 2011].

a. Les précipitations : une recharge assurée par le Haut Jura

Les précipitations sont plutôt généreuses, jusqu'à 2500 mm de moyenne annuelle sur la Haute Chaîne. Il en résulte une hydrologie très soutenue, de type pluvio-nival, caractérisée par des hautes eaux de la fin d'automne au printemps et un étiage estival. La Haute-Chaîne constitue une importante barrière vis-à-vis des masses d'air océanique. Les précipitations sont proportionnelles à l'altitude, mais peuvent descendre jusqu'à 900 mm sur le vignoble français et 700 mm sur le versant suisse, beaucoup plus sec. Pour le bassin versant de l'Ain, la figure

1.5 montre que les précipitations minimales ont été observées à la partie aval du bassin, où elles ont descendu autour de 1000mm/an (Rapport à la moyenne mensuelle de référence 1981 - 2010) [Auffray et al., 2011, DREAL Franche-Comté, 2013]. Une partie plus ou moins importante de ces précipitations tombe sous forme de neige. Il neige en moyenne 10 jours par an à basse altitude et plus de 50 jours sur les crêtes, où le manteau neigeux peut atteindre une épaisseur importante et se maintenir de novembre à avril [DRAAF Franche-Comté, 2011].



(Après Auffray et al., 2011, DREAL Franche-Comté, 2013 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2013)

Figure 1. 5 : Cumul annuel des précipitations du bassin versant de l'Ain

Les vents : confirmation d'une origine océanique des masses d'air

On reconnaît deux vents dominants sur le massif : - le vent venant du sud/sud-ouest ; il apporte l'air doux et humide de l'océan atlantique, c'est le principal vecteur de précipitations ; - les vents du nord/nord-est, appelés « bise » sont froids et secs venant du nord de l'Europe. Les années de bise sont synonymes de sécheresse et se caractérisent en hiver par de grandes périodes de froid. Le vent du sud affecte le bassin versant de l'Ain et il est moins important et synonyme de redoux soudain en hiver. A l'inverse, les vents du nord-ouest apportent la neige et contribuent par conséquent et pour une large part à l'alimentation du bassin versant [Jonac, 1974 ; Auffray et al., 2011 ; DREAL Franche-Comté, 2013].

Les températures : un autre facteur de distinction amont-aval

Les températures dans le bassin sont contrastées, à la fois selon l'altitude et la saison. En effet, si les moyennes annuelles restent supérieures à 10°C en plaine, elles chutent à 2°C par exemple au Grand Crêt, situé à 1275 m sur la Haute Chaîne. Les relevés montrent aussi qu'au cours d'un même mois, on peut trouver des écarts de température allant jusqu'à 25°C sur la même station [CESE Franche-Comté, 2010].

Selon l'altitude, un phénomène qui caractérise un climat montagnard est la baisse de température en fonction de l'altitude. En effet le thermomètre s'abaisse approximativement de 0.65 °C/100 mètres. On prévoit donc une première opposition entre le Jura occidental moins élevé et plus chaud et le Jura oriental plus élevé et moins chaud. Mais les études des températures montrent qu'une deuxième opposition peut être due à la position aérologique entre le nord et le sud du Jura [Trautsohl, 1969]. Par exemple, pour la plupart des types de temps étudiés précédemment les températures enregistrées à Ambérieu sont plus fortes que celles de Besançon pourtant située à la même altitude. Il est évident que les secteurs chauds des cyclones d'ouest s'ouvrent plus largement vers le sud [Trautsohl, 1969].

Le phénomène du climat montagnard a des impacts importants sur la répartition des végétations du bassin versant. A titre d'exemple, les peuplements de conifères sont principalement dans le nord-est du bassin versant où son altitude est de plus de 750m et sa température varie de -10 à 20°C. A l'inverse, les forêts de feuillus sont distribuées dans les zones de basse altitude.

Selon les saisons de l'année, les températures varient nettement, particulier les températures entre l'hiver et l'été.

L'Hiver (de janvier à mars) est très froid, les températures minimales pouvant être excessivement basses malgré l'altitude modeste. L'importance de l'enneigement et la faiblesse des vents sont des critères favorables à un refroidissement intense de l'air des basses couches, alors que les monts environnants peuvent apparaître plus « tempérés ». En été, la température maximale ne dépasse pas 20°C tandis que la température minimale peut atteindre -10°C.

L'été, la température maximale varie de 16 à 33°C et la température minimale varie de 7 à 22 °C, comme enregistré à la station météorologique de Frasnais. Ces températures sont considérées comme représentatives de la température pour la partie supérieure du bassin de l'Ain. Dans le plateau inférieur de l'Ain, la température maximale varie de 12 à 35°C. Exceptionnellement, la température de 39°C a été enregistrée à la station météorologique Pont d'Ain du 19/08/2009. A cette station, la température minimale varie de -10 à 20°C [Valero., 2009].

1.4.5. Contexte démographique : demande croissante et offre limitée

Le bassin versant de l'Ain regroupe 208 communes du Jura, 2 communes du Doubs et 252 communes de l'Ain. La population du bassin est d'environ 377313 habitants permanents en 2008 [Espinasse, 2009]. Avec une densité moyenne de 100 habitants au km², le territoire d'étude s'affiche clairement comme un territoire rural. La population n'est pas répartie uniformément entre l'amont et l'aval du bassin. A l'amont du bassin, la population atteint 88000 habitants avec une superficie de 2250 km² et une densité égale à 36 habitants au km². Par contre, à l'aval du bassin, la densité fluctue autour de 190 habitants au km². L'activité touristique est croissante sur l'ensemble du bassin. Elle peut modifier considérablement la population du bassin versant. Les capacités d'accueil touristiques se concentrent dans la montagne du Jura et autour du lac de Vouglans. Si le bassin de la Bienne cumule le plus grand nombre de lits touristiques, c'est le bassin intermédiaire de l'Ain en aval de Montigny qui montre le plus fort facteur multiplicatif de la population en période touristique, de très nombreuses communes ayant une population touristique potentiellement bien supérieure à la population permanente. Citons par exemple Clairvaux-les-Lacs, dont la population en période de pointe touristique est potentiellement multipliée par 4. Le même phénomène est bien sûr observé dans les stations des Rousses, de Prémanon ou de Lamoura [Conseil générale du Jura, 2008].

1.5. Changements attendus de la ressource en eau du bassin versant de l'Ain

1.5.1. Vulnérabilités de la ressource en eau

L'analyse bibliographique faite sur le sujet montre que le changement de l'occupation du sol a été un facteur important qui a un impact sur la ressource en eau du bassin versant de l'Ain. Dans le futur, ce changement peut continuer à affecter les évolutions de la ressource en eau. De plus, ces lectures montrent également que le changement climatique peut être un phénomène très sérieux pour les prochaines années. Le changement climatique, s'il arrive, va contribuer à l'augmentation de la température, de l'évaporation, de l'évapotranspiration, de la variabilité et des extrêmes des précipitations [Kundzewicz et al. 2007 ; Amigues., 2006 ; CESE Franch-Comté., 2010]. Ces modifications vont changer le comportement hydrologique du bassin versant de l'Ain en termes physiques, chimiques et biologiques. Les effets potentiels du changement de l'occupation du sol et du changement climatique ne sont pas limités à la quantité, ils peuvent avoir de graves répercussions sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des réservoirs dans le bassin versant.

Dans cette étude, nous allons créer un cadre de modélisation régionale spécifique pour évaluer systématiquement l'impact sur l'hydrologie et sur la qualité des eaux des cours d'eau et des réservoirs/lacs en utilisant les données prédictives de l'occupation et les scénarios climatiques comme des données d'entrées des modèles hydrologiques.

Les lectures présentées également montrent que le changement de l'occupation du sol et le changement climatique ont eu des effets sur plusieurs paramètres physico-chimiques de l'eau. Cependant, ces changements peuvent avoir des impacts importants sur :

- les évolutions physiques, telles que l'augmentation de la température de l'eau, la réduction de la couverture de glace des rivières et des lacs ; la stratification verticale plus stable et la réduction du mélange de l'eau au fond des lacs,

- les évolutions chimiques, telles que l'augmentation des concentrations en éléments nutritifs, en carbone organique dissous ou en gaz ; la diminution de la teneur en oxygène dissous et l'augmentation de l'acidification des lacs.

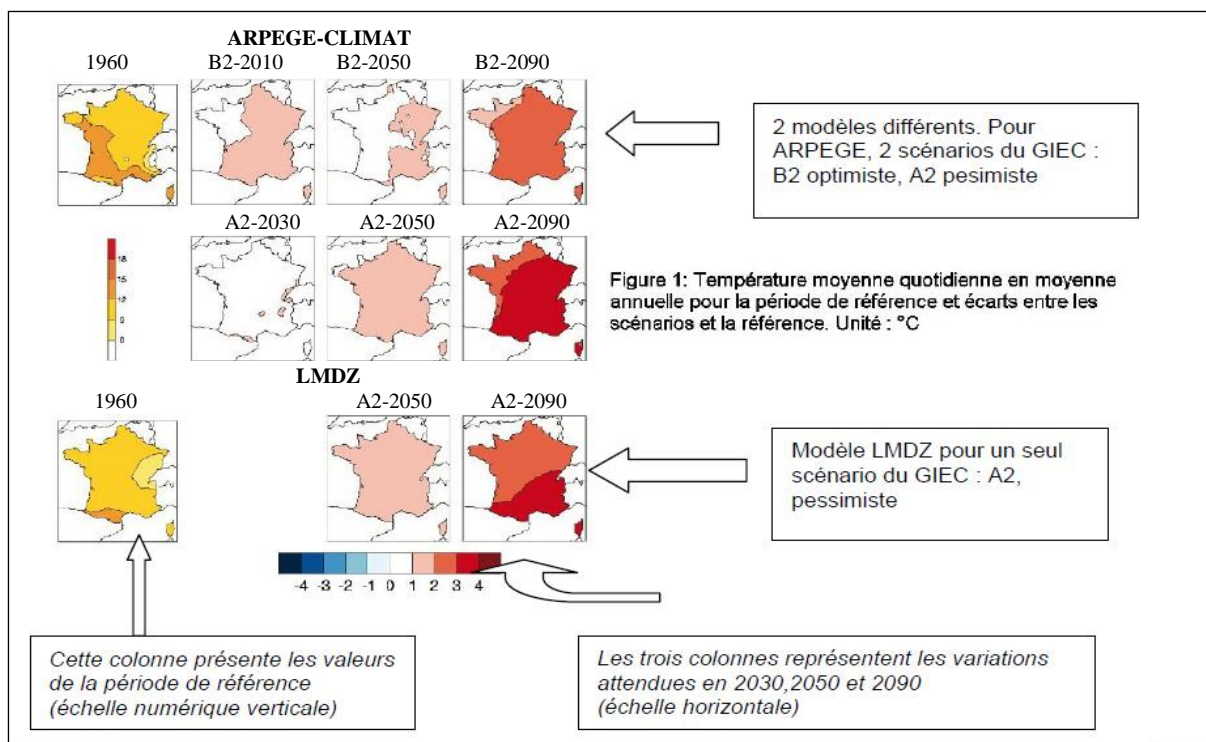
Par ailleurs, le niveau d'impacts de chaque paramètre physico-chimique de l'eau n'est pas le même. Donc, cinq paramètres de la ressource en eau (débit/volume d'eau, température de l'eau, teneur en carbone organique, taux d'oxygène et pH) sont pris en compte dans cette étude de l'impact du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur la ressource en eau pour le bassin versant de l'Ain.

1.5.2. Scénarios du changement de l'occupation des sols

Il y a eu des changements importants de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain au cours des trois dernières décennies, et plus particulièrement au cours des 10 dernières années. Ce bassin versant passe rapidement de zones agricoles en terres forestières et/ou urbanisées. Dans nos études, nous avons montré également une tendance à la continuation de ces changements dans les vingt prochaines années [Nghiem et Nedjai, 2011 ; Nghiem, Nedjai et al., 2013]. Les scénarii de l'occupation des sols (pour les années 2020 et 2030) appliqués dans cette étude seront créés à l'aide de du modèle LCM en utilisant les cartes réelles de 1975 à 2010 (cf Chapitre 2).

1.5.3. Scénarios du changement climatique

Les études climatiques, faites à toutes les échelles, convergent vers un seul fait qui est celui du réchauffement de la planète sous l'effet de dysfonctionnement lié en particulier aux émissions des gaz à effet de serre. Ce phénomène s'est traduit par des manifestations assez remarquables en particulier sur le plan des températures, des précipitations, de la biodiversité, etc. La hausse des températures est évaluée sur la base de plusieurs scénarios donnant un intervalle variant entre 2°C et 3.5°C. Le rapport de l'ONERC (2012) stipule clairement les scénarios à prendre en compte dans toute politique et plus particulièrement lors de la prise de décision. Il donne les différentes tendances climatiques, lesquelles sont résumées en A2, B2. Le premier est considéré comme étant pessimiste et le second comme optimiste. Ces orientations visent à encadrer les investissements sur le moyen et le long terme en particulier dans les domaines de la foresterie, l'urbanisation, l'énergie, etc.). Selon que l'on prenne le premier ou le second scénario les tendances ne sont pas les mêmes et la hausse des températures peut être différente. En effet, les résultats de modélisation du GIEC donnent pour nos régions le schéma thermique de la figure 1.6. Selon que l'on se positionne sur le premier ou le second scénario la région des lacs peut être différemment affectée sur le plan thermique. L'Est de la France, quelque soit le modèle et le scénario, se trouve affecté à des degrés divers par la hausse des températures. En effet, dans le cas où le scénario B2 prévaut, la hausse varie entre 2°C et 2.5°C entre le XX et XXI siècle alors qu'elle passe à 2.5-3.5°C pour A2 et sur la même période. Cette tendance est confirmée par les deux modèles utilisés (ARPEGE) et (LMDZ).



Source : GIEC

Figure 1. 6 : Scénarios du réchauffement pour la France

Plus localement et à l'échelle du bassin Rhône, les simulations réalisées aboutissent à un constat légèrement plus contrasté et plus pessimiste. Ainsi, les températures annuelles pourraient augmenter de 1 à 2 °C à l'horizon 2030 et de 1,5 à 3,5 °C à l'horizon 2050 [Martin et Salas y Melia, 2010]. Les hausses de température seraient plus marquées en été (+2 à +4 °C en août à l'horizon 2050).

Les précipitations ne sont pas en marge de cette évolution climatique et les tendances affichées par les différents scénarios montrent un glissement progressif vers la réduction. À plus long terme (horizon 2080) les projections s'accordent sur une baisse généralisée des précipitations.

Les résultats des différents modèles sont dispersés avec une tendance à une baisse de précipitations en juin et à la hausse en novembre. Cependant, tous s'accordent sur une baisse réelle en 2050 des précipitations moyennes annuelles (de -2 à -25 %).

La synthèse des résultats de la recherche ci-dessus nous permet de proposer deux scénarios du changement climatique pour le bassin de l'Ain à l'horizon 2030 :

- Scénario 1 : La température prévue va augmenter de 1.0°C et les précipitations vont diminuer de 10% ;
- Scénario 2 : La température prévue va augmenter de 2.0°C et les précipitations vont diminuer de 10%.

1.6. Conclusion chapitre 1

La synthèse et l'analyse des données relatives à la ressource en eau du bassin versant de l'Ain ont montré qu'elle est confrontée à de nombreuses problématiques : sécheresse, pollution de la ressource en eau dans le passé, contrôle des débits par les grands barrages, signe d'eutrophisation de certains plans d'eau, signe d'acidification des lacs, prélèvements

croissants d'eau potable pour les besoins domestiques et agricoles, etc. Actuellement, ces problématiques sont encore présentes.

De plus, cette revue bibliographique a montré que la teneur en carbone organique dans les eaux de surface était aussi un compartiment complexe. Ce carbone organique provient principalement de matière organique d'origine forestière. Cette dernière étant largement prédominante. Cette même revue bibliographique a également montré que la présence en grandes quantités des teneurs en carbone organique dans les rivières et les lacs aura un effet important sur les paramètres de qualité de l'eau tels que le pH, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, le CO₂, etc.

Sous l'impact combiné du changement de l'occupation du sol et du changement climatique, ces problématiques peuvent s'aggraver. Un exercice de modélisation de la quantité et la qualité de l'eau du bassin versant de l'Ain fournira un cadre d'étude pour tester les scénarios du changement de l'occupation des sols ainsi que du changement climatique. Le bassin de l'Ain est idéal d'abord parce qu'il est considéré par les décideurs (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse) comme masse d'eau orpheline faisant de lui un bassin test pour la gestion.

Cette partie a montré que la gestion des eaux de surface nécessite une connaissance étayée de leur état et de leur évolution au cours du temps. Les outils tels que la modélisation, le SIG et la télédétection jouent un rôle important dans l'acquisition des données permettant d'asseoir cette connaissance.

Pour fournir une discussion de certaines questions importantes relatives à la ressource en eau du bassin de l'Ain, les scénarii de modélisation à l'aide du modèle hydrogéochimique ont été utilisés. Ces scénarii permettent d'étudier l'impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur l'évolution de la ressource en eau.

L'ensemble de ces outils et les degrés de connaissance permettent une approche spatio-temporelle, nécessaire, si l'on souhaite identifier les réservoirs et les mécanismes responsables des variations journalières, saisonnières et annuelles des impacts du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur la ressource en eau dans le bassin de l'Ain.

Chapitre 2 : Approche théorique et méthodologique de la Télédétection et du SIG pour la modélisation de l'évolution de l'occupation du sol

La télédétection offre une immense source de données pour étudier la variabilité spatiale et temporelle des paramètres environnementaux. Elle peut fournir des informations synoptiques en temps opportun pour l'identification et la surveillance des grandes zones géographiques qui sont difficilement accessibles par d'autres moyens [Landgrebe., 2002 ; Stow., 2004 ; Smith., 2012]. Elle joue un rôle important dans plusieurs applications tel que la reconnaissance globale, la création de produits cartographiques, l'évaluation des dommages environnementaux, le suivi de l'occupation du sol, la surveillance des rayonnements, la planification urbaine, l'évaluation des sols et l'évaluation du rendement des cultures, etc. [Shine and Carr., 2002]. La télédétection multi-spectrale peut fournir une abondance d'informations spectrales sur les objets de la surface terrestre, en particulier sur la classification de l'occupation du sol et du couvert végétal [Landgrebe., 2002 ; Palaniswami et al., 2006 ; Perumal., 2010 ; Goo Jun., 2011].

Par ailleurs, la télédétection a une capacité de détecter et de surveiller les changements de l'occupation des sols et de la végétation à différentes échelles spatiales et temporelles [Stow., 2004]. Parallèlement à la diversité des applications de la télédétection, la demande en terme de quantité et de qualité de l'information de l'occupation du sol devient une tâche de plus en plus conséquente [Rogan., 2004 ; Goo Jun, 2011]. Cependant, la génération de cette information reste un défi en raison de nombreux facteurs, tels que la complexité du paysage, la sélection de données, le traitement d'images et les approches de classification [Lu et Weng., 2007 ; Perumal., 2010].

Depuis le développement de la télédétection à partir des années 1980, de nombreuses recherches théoriques et appliquées ont été réalisées sur le suivi de l'évolution de l'occupation du sol. Les premiers capteurs d'observation de la terre, dont la résolution spatiale était limitée (80 mètres pour Landsat MSS, 1,1 Km pour NOAA/AVHRR) ont seulement permis de mieux étudier l'évolution régionale des paysages agraires [Hubert, 1989 ; Dubreuil, 1997 ; Allain, 2000]. L'amélioration de la résolution des capteurs à partir de la fin des années 1980 a permis d'évaluer plus en détail l'évolution de l'occupation du sol. Durant les quinze dernières années, la modélisation du changement de l'occupation du sol à l'échelle parcellaire est désormais réalisée par l'utilisation des images satellites à haute et très haute résolution spatiale, tels que Landsat ETM+ (30 mètres en multi-spectral), SPOT 5 (10 mètres en multi-spectral) ou Quickbird (0.61 mètres). Associé à ces importantes évolutions technologiques, le développement des Systèmes d'Information Géographiques (SIG) favorise la création de bases de données de l'occupation du sol spatialisées. Celles-ci offrent la possibilité d'intégrer ces données, dérivées des images satellites dans des modèles de suivi et plus récemment de prédiction de l'occupation du sol [Franklin, 2001 ; Rogan., 2004 ; Meissner et al., 2006].

De multiples modèles ont été développés pour produire des simulations de l'évolution de l'occupation des sols [Briassoulis, 1999 ; Agarwal *et al.*, 2000 ; Veldkamp et Lambin, 2001]. Cependant, le choix d'un bon modèle pour la modélisation prédictive du changement de l'occupation du sol est très important, car il nécessite d'une part la connaissance et la compréhension des facteurs qui motivent les changements observés, et d'autre part l'élaboration de modèles valides et reproductibles [Corgne., 2004]. Les modèles de changement de l'occupation du sol doivent tenir compte d'une multitude de facteurs spatiaux et temporels. A titre d'exemple, l'interaction entre l'occupation du sol historique et les

facteurs naturels, économiques, sociaux et politiques [Seto et Fragkias, 2005]. L'utilisation de ces facteurs s'est avérée utile pour prédire l'évolution de l'occupation du sol [Goeghegan et al., 1997; Luck et Wu 2002; Seto et Fragkias 2005].

Dans ce chapitre, nous présenterons une méthode de traitement des images satellites pour l'établissement des cartes de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain. Ensuite, nous réaliserons une analyse historique de l'occupation des sols pour connaître la tendance du changement dans la zone d'étude de 1975 à 2010. Enfin, une troisième partie présentera les principaux modèles utilisés pour simuler l'évolution de l'occupation du sol afin de déterminer le modèle le plus adapté pour la prédiction de l'évolution de l'occupation des sols. Une analyse détaillée et minutieuse sera consacrée à la définition des variables explicatives qui peuvent affecter les changements de l'occupation du sol.

2.1. Classification de l'occupation des sols à l'aide des images multi-spectrales

2.1.1. Méthodologies de classification de l'occupation du sol

La classification de l'occupation du sol à l'aide d'images satellites peut être considérée comme une combinaison entre le traitement d'image numérique et les techniques de classification pour analyser l'occupation du sol [Bektat et Goksen., 2004]. Le traitement des images est réalisé pour l'amélioration de la qualité de celle-ci tandis que la classification est un processus d'attribution des pixels d'une image à des classes (catégories) de l'occupation du sol [Lu and Weng., 2007].

De nombreuses méthodes sont proposées et certaines telles que l'analyse des images et la reconnaissance des échantillonnages sont appliquées. La performance d'une classification dépend de la compréhension des données, des méthodes de classification et des expériences des analyseurs [Landgrebe., 2002 ; Smith., 2012]. De ce fait, l'analyseur doit choisir une méthode optimale de classification pour bien accomplir une tâche spécifique, car une méthode ne peut pas être appliquée efficacement pour la classification dans toutes les situations. Il est à noter que chaque méthode ne convient que pour quelques caractéristiques d'une ou de certaines images et pour quelques circonstances de chaque étude [Perumal, 2010]. En effet, il y a deux méthodes principales de classification : la classification non-supervisée et la classification supervisée ; méthodes que nous présenterons ci-dessous.

a. Classification non-supervisée

Cette méthode est généralement utilisée lorsqu'on ne dispose que de peu d'informations sur les données et la région de l'étude. Les résultats d'une classification n'ont de sens que si les classes peuvent être convenablement interprétées [Eastman., 2003 ; Richards et Jia., 2006]. La classification non-supervisée est effectuée automatiquement sur la base d'algorithmes et de seuil du rayonnement pour déterminer les groupes de pixels qui a la même valeur spectrale. Elle est réalisée le plus souvent en utilisant les méthodes de regroupement. On affecte ensuite des classes thématiques aux groupes spectraux déterminés. La précision des résultats de cette méthode ne dépend que des algorithmes des logiciels utilisés [Eastman., 2003 ; Babykalpana et ThanushKodi., 2010]. Cependant, cette méthode permet aussi aux utilisateurs de spécifier certains paramètres pour déceler des tendances statistiques inhérentes aux données. Ces paramètres peuvent être le seuil du rayonnement, et le nombre de classes minimum et maximum [Richards et Jia., 2006 ; Eastman., 2003 ; Xiong Liu., 2002]. L'avantage de la méthode de classification non-supervisée revient à son automatisme. Elle permet de réduire le temps de calcul et fournit aussi des résultats totalement impartiaux. Différentes méthodes de classification non supervisées existent, mais on rencontre plus souvent deux méthodes : Isodata et K-Means [ITT Inc., 2008].

(1) Méthode ISODATA : cette méthode est basée sur la technique d'analyse itérative des données. Elle autorise la fusion entre des nuages proches, la division d'un nuage à variance élevée et la suppression de nuage de petite taille dans le processus des itérations [Tou et Gonzalez, 1974]. Cette méthode calcule les moyennes de N classes et les distribue dans l'espace des données par les itérations successives. Elle va affecter les pixels restants aux centres de classes sur la base de leur distance minimum. A chaque itération, les moyennes de N classes sont recalculées et les pixels sont reclassés. Les calculs continueront jusqu'à ce que le taux de pixels changeant dans chaque classe soit inférieur au seuil fixé [ITT Inc., 2008].

(2) Méthode K-Means : Pour appliquer cette méthode, il faut fixer le nombre de classes k a priori, avant toute analyse. On tire de façon aléatoire (uniforme) « k » centres de classes parmi les « n » individus. Ensuite, on affecte chacun des individus au centre le plus proche possible (au plus proche voisin) [Tou et Gonzalez, 1974]. Chaque centre est considéré comme le barycentre des groupes d'individus obtenus. Le « nouveau » centre d'une classe correspond au barycentre des individus appartenant à cette classe [ITT Inc., 2008]

b. Classification supervisée

Cette méthode est la procédure la plus souvent utilisée pour l'analyse quantitative des données de télédétection. On identifie sur l'image des surfaces assez homogènes représentatives des thèmes qu'on souhaite discriminer. Les signatures spectrales de ces surfaces serviront comme références pour classer l'ensemble de l'image en utilisant des algorithmes de classification appropriés [Richards et Jia., 2006]. La classification supervisée est basée sur l'idée que l'utilisateur peut définir les pixels d'échantillon de chaque catégorie dans une image. Ces échantillons sont considérés comme les pixels références pour la classification de tous les autres pixels de l'image [Eastman., 2003]. L'avantage de cette méthode repose sur sa capacité à utiliser les connaissances de l'homme dans le processus de classification, ce qui laisse plus de souplesse pour l'amélioration des résultats. Cette méthode a cependant quelques inconvénients : un besoin humain important, la précision du résultat dépend de la connaissance des personnes qui effectuent la classification.

Dans la méthode de classification supervisée, la précision des résultats obtenus dépend de l'algorithme de classification car plusieurs algorithmes ont été développés et les données finales peuvent différer. Ainsi, le choix de l'algorithme dépendra de chaque classification ou d'un domaine spécifique. Afin de bien choisir un algorithme de classification, il est important d'évaluer la performance des différents algorithmes de classification.

(1) Algorithme Parallélépipède (AP)

C'est une méthode de classification supervisée très simple. Elle se base sur l'inspection des histogrammes des canaux spectraux individuels des données des formations disponibles [Richards et Jia., 2006]. Cependant, cette méthode présente certains inconvénients. Premièrement, elle ne peut pas classifier des pixels qui sont à l'extérieur des parallélépipèdes. Deuxièmement, il peut y avoir recouvrement des parallélépipèdes par les échantillons de différentes catégories. Par conséquent, il y a des échantillons qui ne peuvent pas être séparés [Perumal., 2010, Richards et Jia., 2006].

(2) Distance Minimale (DMin)

L'algorithme DMin est basé sur la détection de la distance spectrale minimale entre le vecteur mesuré du pixel candidat et le vecteur moyen de chaque échantillon. Ensuite, il affecte le pixel candidat à la classe ayant la distance spectrale minimale. Il est effectué en plaçant un pixel dans la classe qui est la plus proche du vecteur moyen [Perumal., 2010 ; Eastman., 2003]. La classification par le DMin est fortement recommandée et est utilisée dans plusieurs applications de classification des images [Richards et Jia., 2006].

(3) Angle Spectral (AS)

Cet algorithme est utilisé pour comparer directement les spectres d'une image à un spectre connu. Il est une classification spectrale à base physique qui utilise un angle à n -dimensions pour correspondre aux pixels des spectres de référence. Cet algorithme détermine la similitude spectrale entre deux spectres en calculant l'angle entre les spectres, les traitant

comme des vecteurs dans un espace avec la dimensionnalité égale au nombre de bandes [Richards et Jia., 2006 ; Perumal., 2010].

(4) Réseau de Neurones Artificiel (RNA)

Le Réseau de Neurones Artificiel (RNA) est appliqué pour améliorer la précision de la classification en raison de leur structure distribuée [Yuan et al., 2009; Zhou et Yang.,2008 ; Cetin et al., 2004]. Le RNA a été initialement conçu pour la reconnaissance de forme et des outils d'analyse de données qui imitent le stockage de neurones et les opérations d'analyse du cerveau. Les approches du RNA ont des avantages distincts par rapport aux méthodes de classification statistique car ils sont non-paramétriques et nécessitent peu ou aucune connaissance a priori du modèle de distribution des données d'entrée [Paola et Schowengerdt., 1997]. Les autres avantages du RNA comprennent le calcul parallèle, la capacité d'estimer la relation non linéaire entre les données d'entrée et les résultats souhaités, et la capacité de généralisation rapide [Yuan et al., 2009].

(5) Distance de Mahalanobis (DMaha)

La distance de Mahalanobis est une direction sensible classificatrice à distance qui utilise les statistiques pour chaque classe. La **DMaha** est basée sur la règle de décision de distance minimale qui calcule la distance spectrale entre le vecteur de mesure pour le pixel candidat et le vecteur de la moyenne pour chaque échantillon par utilisation des matrices de variance et de covariance [Campbell., 2001 ; Perumal., 2010 ; Richards et Jia., 2006 ; Eastman., 2003].

(6) Maximum de Vraisemblance (MV)

L'algorithme de MV est basé sur la théorie des probabilités bayésiennes ; il est un des algorithmes le plus utilisés pour la classification supervisée [Eastman, 2003]. Il utilise des échantillons pour déterminer les caractéristiques des catégories de l'occupation du sol, qui deviennent des centres dans l'espace multi-spectral. Autrement dit, au lieu d'affecter un vecteur spectral à la catégorie dont le centre de gravité est le plus proche, elle se base sur une analyse statistique de la distribution des vecteurs spectraux de l'échantillon pour définir des zones de probabilité équivalente autour de ces centres. La probabilité d'appartenance à chacune des classes est calculée pour chaque vecteur spectral et le vecteur est affecté à la classe pour laquelle la probabilité est la plus élevée. Un avantage considérable de cette méthode est qu'elle fournit pour chaque pixel, en plus de la classe à laquelle il a été affecté, un indice de certitude lié à ce choix.

La classification par maximum de vraisemblance est basée sur la règle de décision de maximum de vraisemblance de Bayes [Richards., 1999 ; Bartels et Wei., 2006 ; Richards et Jia., 2006]. Cette règle est traduit par la formule (1) [Hasyim et al., 2011] :

$$P(x_i|w_j) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}^\rho \sqrt{|C_j|}} \exp\left(-\frac{1}{2}x(x_i - \mu_j)^T x C_j^{-1} x(x_i - \mu_j)\right) \quad (1)$$

Où:

C_j =Matrice de covariance de la classe w_j avec la dimension ρ ; μ_j = le vecteur de la classe w_j ; x = désigne le déterminant ; $P [x_i | w_j]$ = la probabilité de la coexistence [ou intersection] des événements x et w ; $[x_i - \mu_j]^T$ = vecteur transposé $[x_i - \mu_j]$.

En appliquant cette règle, un échantillon de l'image est affecté à une certaine classe, si la distance entre les valeurs des paramètres de cet échantillon et la valeur moyenne de la classe est maximale. Cette règle n'est pas basée sur la physique des mécanismes de diffusion et permet de classer des images indépendantes [Richards et Jia., 2006].

c. Estimations de la performance des méthodes de classification de l'occupation du sol

Sur la performance de deux méthodes de classification non-supervisée et supervisée, certaines études ont montré que la classification supervisée est plus performante que celle non-supervisée [Xiong Liu., 2002 ; Hasmadi., 2009 ; Guerra et al., 2010]. La précision des résultats par la classification non-supervisée sont normalement faibles. Cela peut provoquer une confusion dans les résultats de classification induisant au final des erreurs [Richards et Jia., 2006], tandis que les résultats à l'aide de la classification supervisée sont satisfaisants, proches et compatibles avec la superposition d'images originales [Xiong Liu., 2002 ; Guerra et al., 2010].

Concernant la performance des algorithmes de la classification supervisée, les scientifiques tels que Parumal et Akgün ont testé les différentes techniques ci-dessus sur des images Landsat [Akgün., 2004 ; Perumal, 2010]. Nous avons également validé ces techniques avec nos propres images Landsat qui couvrent le bassin versant de l'Ain.

Parmi ces algorithmes, l'AP et l'AS ne sont pas très utilisés car ils laissent plusieurs pixels non-classifiés et peuvent également avoir des chevauchements entre les pixels d'entraînement [Perumal, 2010]. Une autre limitation de l'AP et l'AS est que les probabilités d'appartenance à des classes ne sont pas pris en compte [Akgün et al., 2004 ; Campbell., 2001].

La classification à l'aide de l'algorithme de DMin se trouve être la moins précise [Campbell., 2001 ; Perumal, 2010]. Les cartes dérivées semblaient plus fiables que les cartes produites par l'algorithme parallélépipède [Akgün et al., 2004].

Dans une étude de Gholami publiée en 2010, trois méthodes de classification (MV, DMaha et DMin) ont été analysées dans la partie occidentale de la province d'Ispahan en Iran. Dans cette étude, les images satellites sont appliquées pour extraire l'occupation du sol (avec 4 catégories : l'agriculture d'irrigation, l'agriculture sèche, les jardins et les zones urbaines). Les erreurs et l'indice « Kappa » de ces cartes ont été calculés pour évaluer la précision de ces 3 méthodes. Les précisions sont respectivement de 53.13%, 56.64% et 48.44% [Gholami et al., 2010].

Dans une autre étude publiée en 2009, Al-Ahmadi et Hames ont comparé aussi ces méthodes (MV, DMaha et DMin) pour trois régions en Royaume d'Arabie Saoudite (Wadi Thara, Wadi Al Hamid et Wadi Al Jawf). La précision obtenue est la plus élevée pour l'algorithme MV et la plus basse pour l'algorithme DMin. A titre d'exemple, la précision globale de trois algorithmes pour trois régions étudiées est de 84%, 80% et 74% (Wadi Thara) ; de 74.51%, 68.63% et 62.75% (Wadi Al Hamid) ; de 80.77%, 73.08% et 65.38% (Wadi Al Jawf).

Les études de Frinelle (2001) et de Cetin (2004) ont comparé les deux méthodes en l'occurrence MV et RNA [Frinelle et Moody., 2001 ; Cetin et al., 2004]. Cetin et ses collègues ont montré que la précision de ces deux méthodes est pratiquement équivalente. Cependant, Frinelle et Moody ont montré que la précision de la technique MV est plus élevée que celle de RNA.

Dans le cadre de notre étude, nous avons également comparé deux méthodes de MV et de RNA pour le bassin versant de l'Ain, en utilisant l'image Landsat ETM. Les résultats obtenus montrent que les valeurs de précision sont respectivement de 98% ($K=0.974$), et de 71.5% ($K=0.63$).

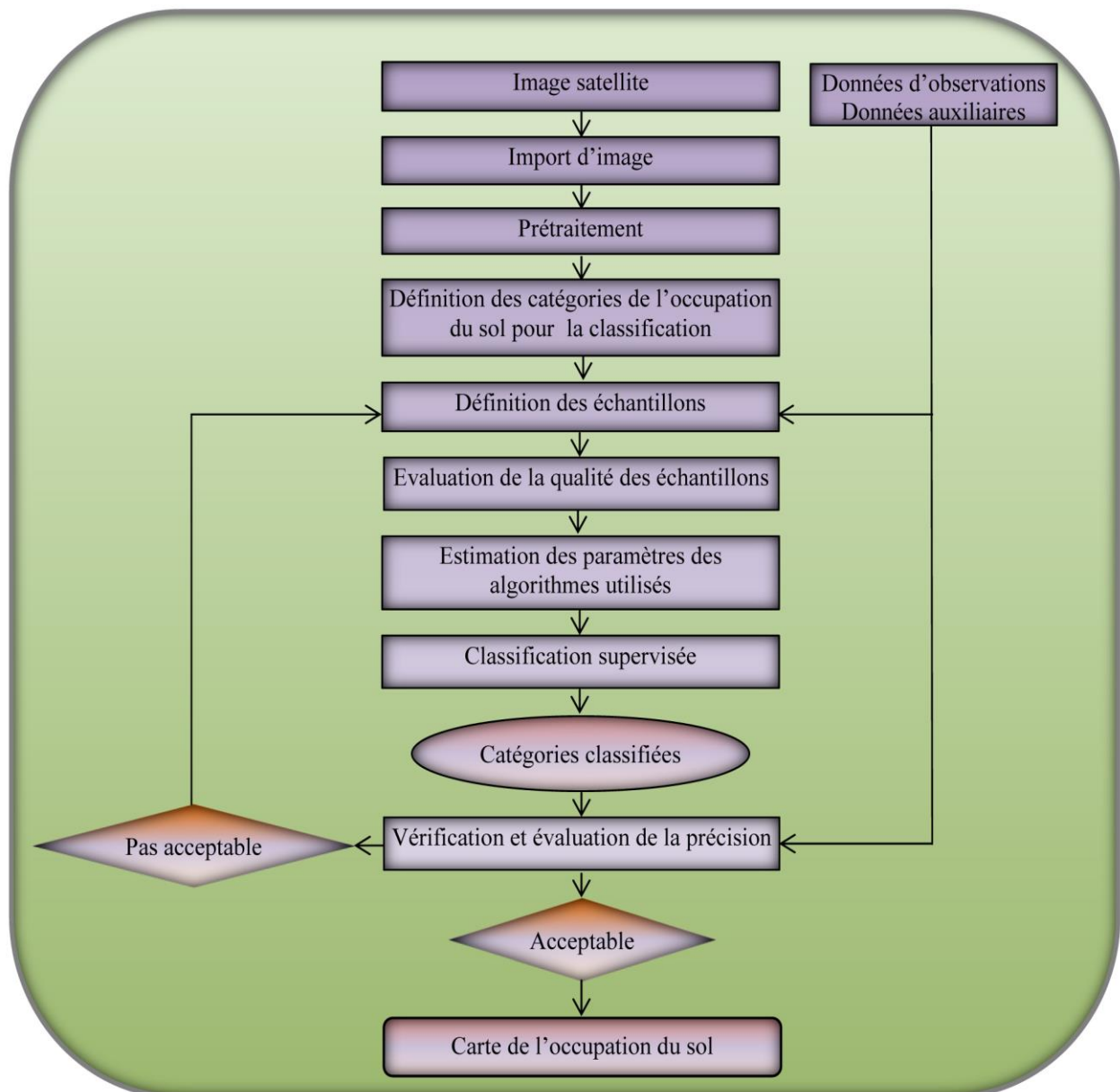
L'analyse des avantages, des inconvénients et la performance pour les deux approches de classification (supervisée et non-supervisée), ainsi que l'estimation de la précision des algorithmes de classification supervisée montrent que l'algorithme de Maximum de

Vraisemblance sera le mieux adapté à notre étude. Par conséquent, nous avons choisi la méthode de classification supervisée avec l'algorithme de Maximum de Vraisemblance (MV) pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain.

2.1.2. Données utilisées pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

a. Approche de la classification supervisée

Les étapes de la démarche de classification supervisée de l'occupation du sol, sont détaillées dans la figure 2.1.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 2. 1: Organigramme de la méthode de classification supervisée

Elles peuvent être résumées en quatre phases principales :

- préparation et traitement de données : cette phase permet de choisir des variables (bandes spectrales d'origine, néocanaux) pour la classification. Elle permet également de traiter les images pour ne retenir que l'information utile par rapport aux objectifs assignés ;
- définition des règles de classification à partir des zones d'apprentissage : cette phase consiste à établir la nomenclature de la classification d'apprentissage, à définir les classes d'apprentissage pour initialiser la classification, et à valider l'apprentissage en utilisant la séparabilité des classes ;
- classification de l'occupation du sol : elle permet d'appliquer des règles de classification à l'ensemble des pixels de l'image et de choisir un algorithme optimal ;
- évaluation des résultats de la classification : dans cette phase, les résultats obtenus sont comparés avec des données de terrain ou des données auxiliaires.

b. Données utilisées pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

Images satellites

La zone d'étude est le bassin versant de l'Ain qui appartient au bassin du Rhône. Cette zone est couverte doublement à la fois par des images à haute résolution (HR) et à très haute résolution [THR]. Les images HR (Landsat) ont été sélectionnées en raison de leur disponibilité sur les trente dernières années. Celle-ci est très importante pour l'évaluation de l'évolution de l'occupation des sols. L'image THR (Quickbird) est de très bonne qualité, mais n'est pas disponible pour le passé. Elles sont par conséquent utilisées comme une donnée auxiliaire dans le processus de classification de l'occupation du sol.

Au total sept scènes satellites ont été acquises pour la zone étudiée, elles comprennent trois scènes de Landsat7 ETM+ (datés 2006 et 2000), deux scènes de LandsatTM de 1992 et deux scènes de LandsatMSS de 1975. Les informations des images utilisées sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2. 1: Ensemble des scènes utilisées pour le bassin versant de l'Ain

Satellite	Capteur	ID Scène (Path/row)	Date d'acquisition	Nombre de bandes spectrales	Résolution spatiale [m]
Landsat 2	MSS	211/027	14/07/1975	4	57
Landsat 2	MSS	211/028	14/07/1975	4	57
Landsat 5	TM	196/027	05/08/1992	7	28.5
Landsat 5	TM	196/028	05/08/1992	7	28.5
Landsat 7	ETM+	196/027	02/09/2000	7	30
Landsat 7	ETM+	196/028	21/09/2010	7	30
Landsat 7	ETM+	196/027	02/09/2000	7	30

Source : NASA ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

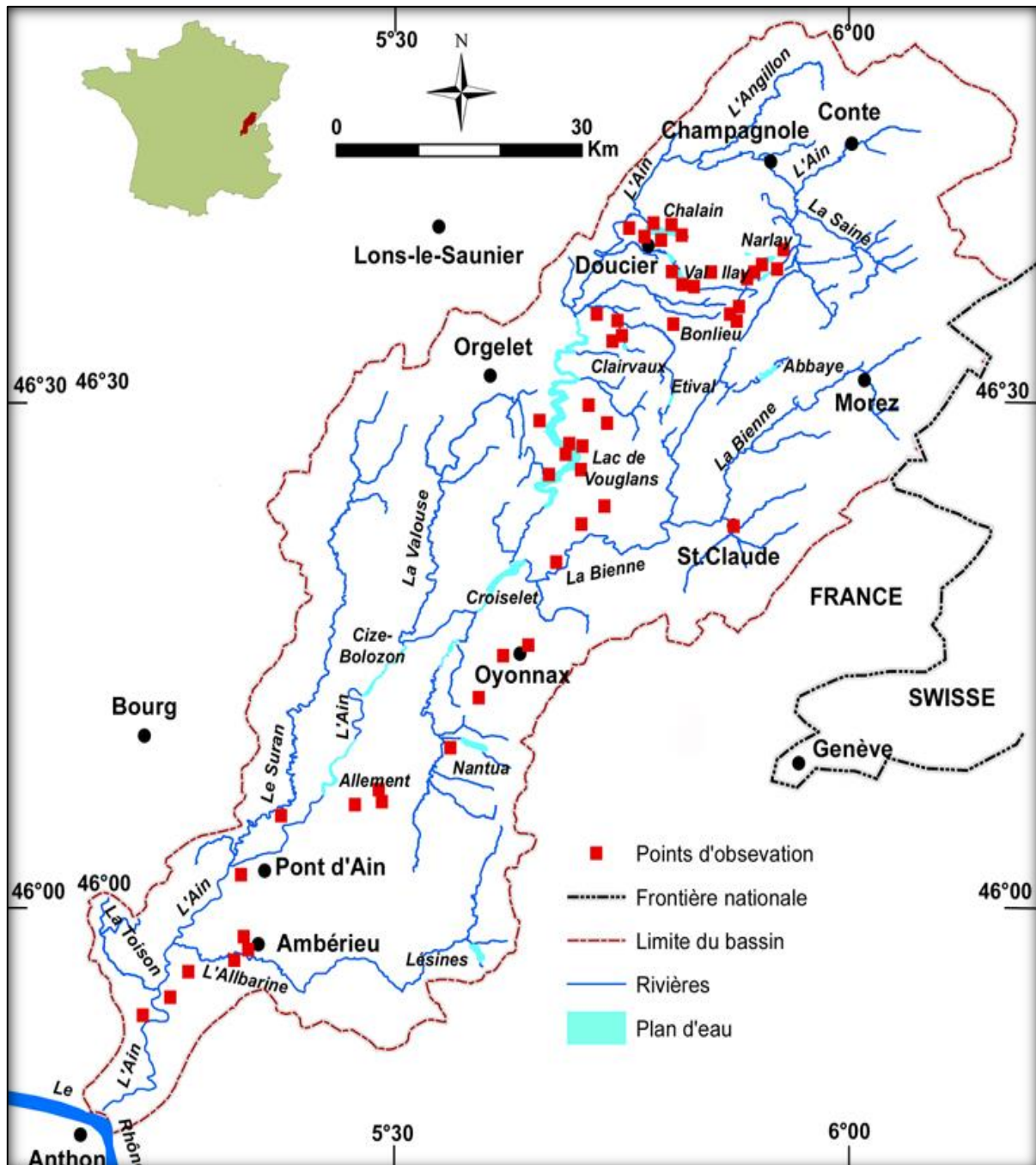
Carte topographique

La carte topographique disponible, date de 1992. Elle est utilisée dans le processus de traitement des images satellites d'abord pour la définition des échantillons de référence et puis pour la vérification de la carte de l'occupation du sol de 1992.

Données sur le terrain

Les données sur le terrain ont été collectées en Avril 2011 et en Novembre 2012. Elles sont utilisées pour vérifier la carte de l'occupation du sol de 2010.

Pour déterminer les différentes catégories et leur localisation précise, nous avons utilisé un appareil photographique, un DGPS, la carte topographique et l'image satellite de l'année 2010 du secteur. Les photographies ont été prises à plusieurs endroits pour garantir la représentativité des informations collectées (Fig.2.2).


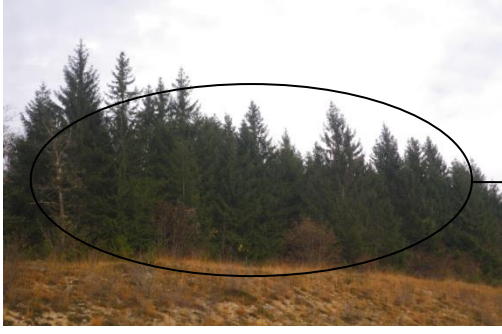
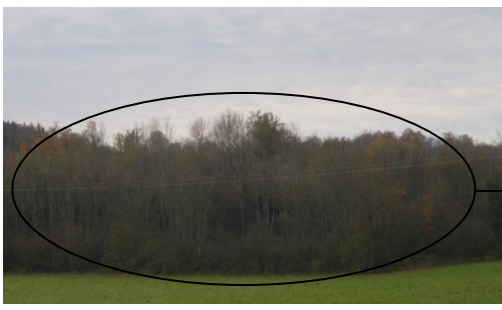




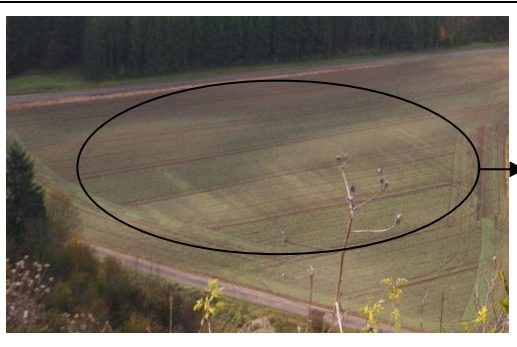




Source : Etude auprès des données sur le terrain ; Réalisation par V-T Nghiem, 2012

Figure 2. 2 : Carte des sites d'observation des catégories de l'occupation du sol

Un exemple de ces prises de vue réalisées dans le bassin versant de l'Ain est présenté dans le tableau 2.2.

Tableau 2. 2 : Photographie des catégories de l'occupation du sol

Position	Photo	Catégorie
<p>Site : Amont de Narlay</p> <p>46°38'25'' N 5°55'09'' E</p>		<p>Les peuplements de conifères alternent avec ceux de feuillus (environ 50/50%).</p>
<p>Site : Bois de Combe Noire</p> <p>46°37'31'' N 5°53'20'' E</p>		<p>Les peuplements de conifères</p>
<p>Site : Frasnais (Amont d'Ilay)</p> <p>46°37'31'' N 5°53'20'' E</p>		<p>Les peuplements de feuillus</p>
<p>Site : Frasnais</p> <p>46°38'12'' N 5°54'09'' E</p>		<p>Pâturages</p>
<p>Site : Poncin</p> <p>46°05'57'' N 5°25'32'' E</p>		<p>Prairies</p>

<p>Site : Clairvaux</p> <p>46°37'07'' N 5°44'33'' E</p>		<p>Champs de maïs</p>
<p>Site : Bonlieu</p> <p>46°35'11'' N 5°52'12'' E</p>		<p>Zone humide</p>
<p>Site : Vouglans</p> <p>46°26'54'' N 5°41'59'' E</p>		<p>Plan d'eau</p>
<p>Site : Ville d'Oyonnax</p> <p>46°15'19'' N 5°38'22'' E</p>		<p>Zone de bâtiment</p>
<p>Site : Dortan (Route D436)</p> <p>46°15'19'' N 5°38'22'' E</p>		<p>Zone de béton</p>

Source : Etude auprès des données sur le terrain ; Réalisation par V-T Nghiem, 2012

b. Prétraitement des données de télédétection

En raison de l'hétérogénéité des dates d'acquisition, de la résolution spatiale et spectrale des images, de l'échelle d'analyse, et de l'angle et de la rotation de l'image, un prétraitement des images avant la classification s'est avéré nécessaire. Ceux-ci ont été appliqués pour réduire

les différences entre les images [Chander et Markham,. 2003; Ruelland et al., 2008]. Ils comprennent le rééchantillonnage, la calibration et la mosaïque.

Ré-échantillonnage des images

Chaque image de LandsatMSS, LandsatTM et LandsatETM+ a été ré-échantillonnée en fonction de la résolution spatiale sélectionnée afin d'organiser des traitements sur la base d'une unité spatiale homogène. Dans cette étude, les images Landsat MSS et Landsat TM, respectivement de résolution en 57m et 28.5m ont été ré-échantillonnées et transformées en 30m. Le ré-échantillonnage est basée sur une interpolation utilisant la méthode du plus proche voisin pour conserver le maximum d'information spectrale brute [Ruelland et al., 2008].

Calibration des images

Le but de la calibration est la normalisation des images (Landsat MSS, TM et ETM+) pour éliminer l'influence de l'atmosphère et la courbure de la terre sur l'image. La calibration comporte les étapes suivantes:

- corrections géométriques : corriger les distorsions de l'image dues en particulier à la topographie et à la géométrie de visée ;
- corrections des effets perturbateurs atmosphériques : Le rayonnement réfléchi au niveau du capteur est la résultante du rayonnement réfléchi par la cible et par l'atmosphère. Le but des corrections atmosphériques est d'éliminer les effets de l'atmosphère et d'accéder à une mesure réelle de la réflectance des cibles investiguées. Chaque image est calibrée au moyen de deux transformations successives. La première transformation convertit des valeurs de nombre numérique de l'image (0-255) en rayonnement du capteur (0-1.0). Cette transformation est basée sur la calibration des paramètres pour différents capteurs dans la littérature: MSS [Robinove,. 1982 ; Markham et Barker,. 1986], TM [Chander et Markham,. 2003 ; Chander et al., 2007], et ETM + [NASA,. 2002]. La seconde consiste à transformer ce rayonnement en réflectance du capteur tout en normalisant l'angle d'élévation solaire [Ruelland et al., 2008].
- corrections des effets directionnels : le rayonnement réfléchi au niveau du capteur dépend des conditions d'acquisition en particulier la position solaire et l'angle de visée.

Mosaïque des images

La mosaïque consiste à créer une image unique à partir des images initiales. Dans cette étude, elle est limitée à des images acquises à la même date. Elle est effectuée avec les paires d'images suivantes : MSS211-027/028 acquises en 1975 ; TM196-027/028 acquises en 1992, et ETM+196-027/028 acquises en 2000.

2.1.3. Discussions des résultats de la classification de l'occupation des sols pour le bassin versant de l'Ain

a. Définition des types de catégories pour la classification de l'occupation des sols pour le bassin de l'Ain

Une carte d'occupation du sol représente la couverture (bio)physique observée sur la surface de la zone étudiée, et est confinée à décrire la végétation et les constructions humaines. Elle se différencie de la carte d'utilisation du sol qui reprend les arrangements, les activités et les actions que les hommes effectuent pour produire, changer ou maintenir certaines parties de terre [Coq., 2007].

La carte d'occupation du sol produite par télédétection est une image des occupations du sol qui s'élabore sur la base d'une spatio-carte ou d'une image brute [Coq., 2007]. Le principe général est de faire correspondre les pixels ayant les mêmes propriétés à une catégorie qui définit le type d'occupation du sol. Dans le cas d'une classification supervisée, les catégories (légende de la carte) doivent être prédéfinies. Cette légende doit présenter un langage standard et générique, mais elle doit également présenter les critères scientifiques, les objectifs de l'étude [Hardy et Anderson., 1973].

Généralement, en termes d'utilisation de la télédétection, la définition des types de catégories de l'occupation du sol doit respecter certaines conditions :

- **objectifs de recherche** : Dans cette étude, un des objectifs de recherche est l'évaluation des impacts du changement de l'occupation des sols sur la ressource en eau. Les données de l'occupation des sols sont utilisées comme une source principale de données qui alimentent les modèles hydrologiques et hydrogéochimiques,
- **conditions réelles de la zone d'étude** : Elles représentent les caractéristiques de l'état actuel de l'occupation du sol pour la zone d'étude. En effet, le bassin versant de l'Ain se distingue par son caractère très boisé (environ 65%). En outre, le territoire d'étude est occupé également par des pâturages (en partie amont), des zones agricoles (en partie aval), des zones urbanisées, des plans d'eau et des zones humides [Conseil Général du Jura., 2008 ; Conseil Général de l'Ain., 2008],
- **conditions techniques d'images satellites utilisées** : ces conditions sont présentes dans la littérature des études de Anderson et al, (1971 et 1976), elles comprennent :
 - + niveau minimum d'exactitude d'interprétation dans l'identification de l'utilisation des terres et des catégories d'occupation du sol à partir des données de télédétection. Celui-ci doit être supérieur à 85 % ;
 - + une précision de l'interprétation pour les différentes catégories qui doit être à peu près égale au seuil précédent ;
 - + un système de classification adapté pour l'analyse diachronique des données satellites multi-temporelles ;
 - + il est également important d'utiliser les autres données obtenues à partir des levés au sol ou des cartes à plus grande échelle pour l'amélioration des résultats de classification ;

Avec les évaluations ci-dessus, nous proposons les types de catégorie de l'occupation du sol qui seront appliqués au bassin versant de l'Ain ; on distinguera ainsi les catégories suivantes (tableau 2.3).

Tableau 2. 3 : Types de catégorie de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

No	Catégorie	Description
1	Forêt de feuillus	les forêts d'arbres à feuilles caduques (forêts de chênes, de hêtre et d'autres feuillus)
2	Forêt de conifères	les types de forêt coniférienne (forêts de pins, de sapins, d'épicéa, de douglas)
3	Forêt mixte	l'alternance entre les peuplements de conifères et de feuilles
4	Agriculture	les zones d'activités agricoles (maïs, blé, légumes)
5	Zones urbanisées	les villes, les petites zones industrielles et les chemins en béton
6	Prairies	les pâturages, les prairies naturelles, les herbages
7	Zones humides	les zones inondées
8	Plans d'eau	les lacs et les réservoirs
9	Arbustes	les zones sont occupées principalement d'arbustes ou par le sol nu

Source : Etude auprès des données sur le terrain ; Réalisation par V-T Nghiem, 2011

b. Echantillonnage d'image pour la classification supervisée : Définition et évaluation de sa qualité

Pour la méthode de classification supervisée, les échantillons d'entraînement sont définis par les RDIs (Régions D'Intérêts). Les RDIs sont des portions d'images qui sont sélectionnés par l'utilisateur. Ces régions sont souvent de forme irrégulière et généralement utilisées pour extraire des données statistiques dans la classification. Dans le cadre de ma thèse, le logiciel ENVI4.5 [ITT Inc., 2008] est utilisé pour la classification de l'occupation des sols. Ce logiciel permet de sélectionner n'importe quelle combinaison de polygones, de vecteurs, ou de points. La détermination des RDIs est basée sur les types de catégorie de l'occupation du sol définis ci-dessus (dans le tableau 2.3). Chaque RDI représente une catégorie thématique qui peut comprendre un ou plusieurs échantillons. Ces derniers sont les clés d'interprétation des images; ils sont déterminés sur la base des données d'observation, des données auxiliaires et des connaissances de l'analyseur pour la zone d'étude.

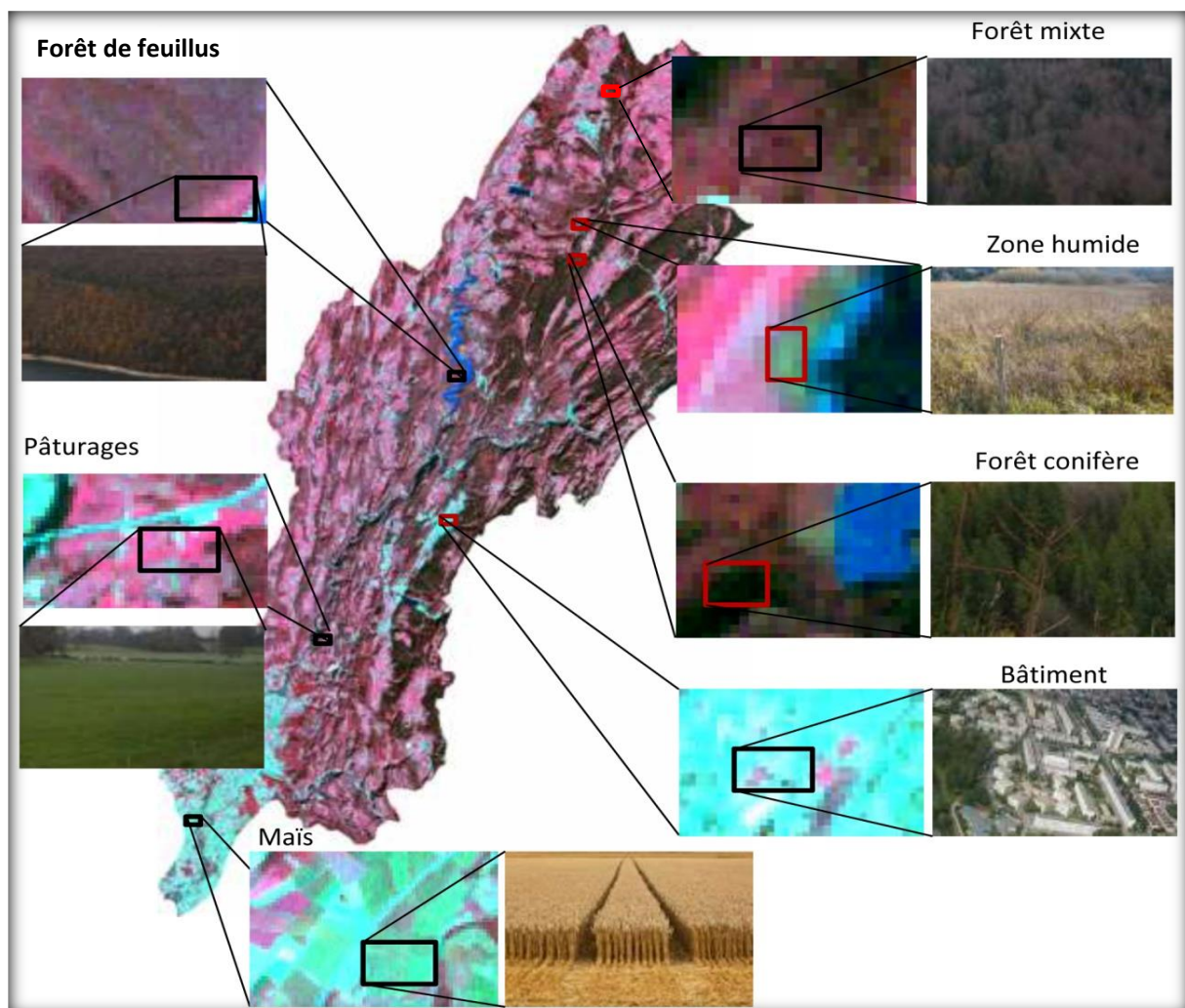
Dans cette étude, les échantillons pour l'image 2010 sont basés sur les données d'observation récupérées sur le terrain (avril 2011 et novembre 2012). La figure 2.3 présente les clés d'interprétation de l'image LandsatETM+ de 2010 pour chaque catégorie de l'occupation du sol. Les échantillons pour les catégories seront déterminés à l'aide de ces clés d'interprétation. La figure 2.4 présente les échantillons déterminés pour les neuf catégories de l'occupation du sol sur l'image Landsat-ETM+(2010). Les informations de ces échantillons sont retranscrites dans le tableau 2.4. Dans ce tableau, un polygone représente un échantillon, par exemple, la catégorie de la forêt de feuillus est définie par 63 polygones (63 échantillons) qui couvrent 6134 pixels. Les échantillons définis et leurs informations sur les images LandsatMSS (1975), LandsatTM (1992) et LandsatETM+ (2000) sont présentés dans l'Annexe A.

Les échantillons jouent un rôle important dans la classification supervisée. Ils permettent de tester la qualité de la classification avant et fournissent des données de formation (training) pour finir le processus de classification. Par conséquent, il est nécessaire d'analyser la précision de la méthode d'échantillonnage, de déterminer la quantité d'échantillons et d'évaluer leur qualité. Cette précision permet d'optimiser le processus de classification et d'assurer une bonne qualité pour le résultat de classification [Srigg et Flasse, 2001 ; Ge et al., 2007].

Tableau 2. 4 : Description des échantillons pour la classification de l'occupation du sol de 2010

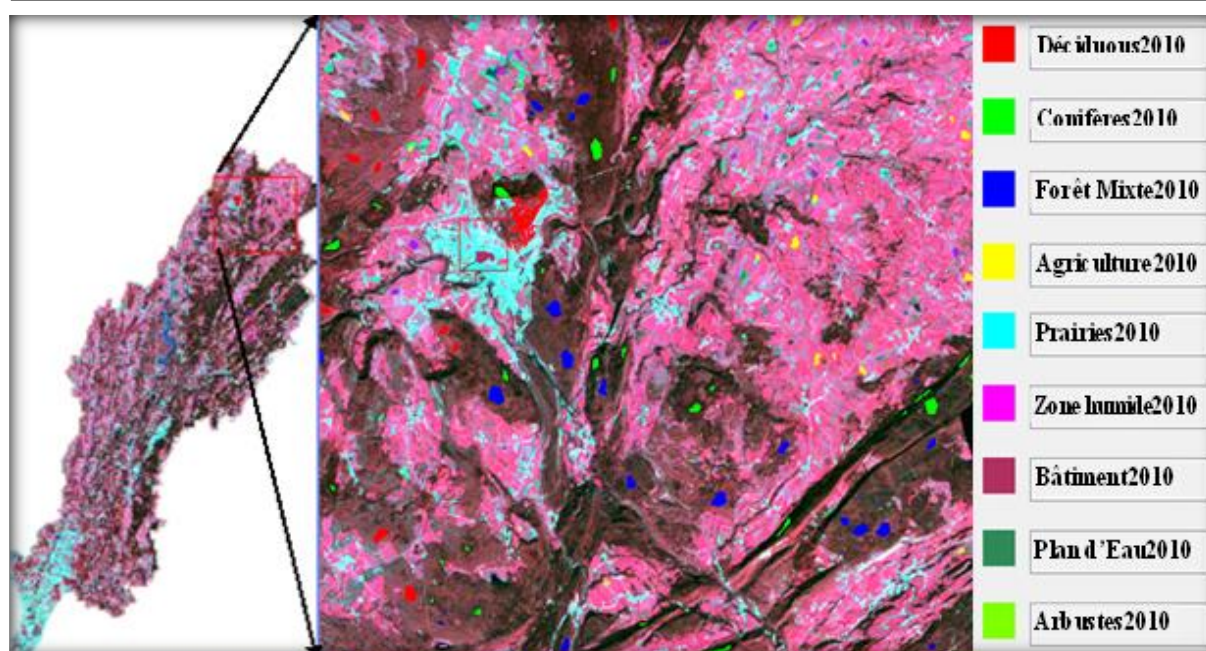
Nom du RDI	Couleur	Code de couleur [RGB]			Nombre de pixel	Nombre de polygone
Forêt de feuillus 2010	Rouge	255	0	0	6134	63
Forêt conifère 2010	Vert	0	255	0	11727	172
Forêt mixte 2010	Bleu	0	0	255	6976	65
Agriculture 2010	Jaune	255	255	0	3320	74
Prairies 2010	Cyan	0	255	255	228	25
Zone humide 2010	Magenta	255	0	255	1410	22
Zones urbanisées 2010	Marron	176	48	96	3949	83
Plan d'eau 2010	Mer vert	46	139	87	1676	19
Arbustes	Chartreuse	127	255	0	175	20

Source : V-T Nghiem, 2011



Source : Etude auprès des données sur le terrain ; Réalisation par V-T Nghiem, 2012

Figure 2. 3 : Clés d'interprétation des catégories de l'occupation du sol sur l'image 2010



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 4 : Echantillons définis pour la classification de l'occupation du sol de 2010

L'évaluation de la qualité des échantillons pour chaque image satellite est basée sur le calcul des indices séparables entre leurs spectres [ITT Inc., 2005 ; ITT Inc., 2008]. Les deux indices proposés par Richards, (1999) ont été utilisés, dont la Divergence Transformée (DT) et le Jeffries-Matusita (J-M). Les valeurs de ces deux indices varient de 0.0 à 2.0 [Richards,. 1999]. Une valeur supérieure 1.9 indique une très bonne séparabilité tandis que celle inférieure 1.0 démontre une séparabilité faible ; il faut, alors, modifier les échantillons [ITT Inc., 2008 ; LLU-ESSE21,. 2012 ; CNR,. 2012]. Les critères de ces valeurs pour les échantillons sont présentés dans le tableau 2.5.

Tableau 2. 5: Critères des valeurs de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita pour des échantillons

Valeur	Séparabilité spectrale	Qualité des échantillons
> 1.9	Très bonne	Très bonne
1.7-1.9	Bonne	Bonne
1.0-1.7	Faible	Acceptable
< 1.0	Très faible	Très faible

Source : Richards, 1999 ; ITT Inc, 2008

Dans notre étude, les tableaux 2.6, 2.7, 2.8 et 2.9 présentent les coefficients de DT et de J-M des échantillons définis pour les images Landsat de 1975, 1992, 2000 et 2010. Ces tableaux montrent que les valeurs de ces coefficients sont assez élevées ; elles indiquent une bonne séparabilité spectrale des échantillons définis entre les catégories de l'occupation du sol. Ces coefficients démontrent également que les séparabilités spectrales entre l'agriculture, la forêt de conifère et les plans d'eau avec les autres catégories sont nettes (le DT et le J-M supérieures 1.7), tandis que la séparabilité spectrale entre les zones humides et les prairies est considérée comme acceptable (DT entre 1.5 et 1.6 ; J-M entre 1.5 et 1.7).

Tableau 2. 6: Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatETM+ de 2010

Catégories	Forêt feuille		Forêt conifère		Forêt mixte		Agriculture		Prairies		Zone humide		Zone urbanisée		Plan d'eau		Arbustes	
	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M
Forêt de feuillus	-	-																
Forêt de conifères	1.98	1.93	-	-														
Forêt mixte	1.95	1.71	1.56	1.68	-	-												
Agriculture	1.69	1.91	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-										
Prairies	1.88	1.47	2.00	2.00	1.99	1.97	2.00	2.00	-	-								
Zone humide	2.00	1.64	2.00	1.99	2.00	1.94	2.00	2.00	1.62	1.51	-	-						
Zone urbanisée	2.00	1.97	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	2.00	2.00	1.97	2.00	1.96	-	-				
Plan d'eau	1.92	2.00	2.00	1.98	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-		
Arbustes	2.00	2.00	2.00	1.93	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2. 7 : Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatETM+ de 2000

Catégories	Forêt feuille		Forêt conifère		Forêt mixte		Agriculture		Prairies		Zone humide		Zone urbanisée		Plan d'eau		Arbustes	
	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M
Forêt de feuillus	-	-																
Forêt de conifères	2.00	1.98	-	-														
Forêt mixte	0.93	0.78	1.97	1.94	-	-												
Agriculture	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-										
Prairies	1.96	1.91	2.00	2.00	2.00	1.97	2.00	2.00	-	-								
Zone humide	2.00	1.98	2.00	2.00	2.00	1.98	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-						
Zone urbanisée	2.00	1.97	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	2.00	2.00	1.97	2.00	1.96	-	-				
Plan d'eau	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-		
Arbustes	2.00	2.00	1.99	1.92	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2. 8: Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatTM

Catégories	Forêt feuille		Forêt conifère		Forêt mixte		Agriculture		Prairies		Zone humide		Zone urbanisée		Plan d'eau		Arbustes	
	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M
Forêt de feuillus	-	-																
Forêt de conifères	2.00	2.00	-	-														
Forêt mixte	1.05	0.97	2.00	1.99	-	-												
Agriculture	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-										
Prairies	1.89	1.74	2.00	2.00	2.00	1.98	2.00	2.00	-	-								
Zone humide	1.94	1.62	2.00	2.00	1.98	1.76	2.00	2.00	2.00	1.98	-	-						
Zone urbanisée	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	2.00	1.96	1.63	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-				
Plan d'eau	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-		
Arbustes	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	2.00	-	-

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2. 9 : Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatMSS

Catégories	Forêt feuille		Forêt conifère		Forêt mixte		Agriculture		Prairies		Zone humide		Zone urbanisée		Plan d'eau		Arbustes	
	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M	DT	J-M
Forêt de feuillus	-	-																
Forêt de conifères	2.00	2.00	-	-														
Forêt mixte	1.26	1.22	1.99	1.90	-	-												
Agriculture	1.68	1.39	2.00	2.00	1.97	1.91	-	-										
Prairies	1.99	1.89	2.00	2.00	1.99	1.82	1.88	1.87	-	-								
Zone humide	1.98	1.82	2.00	2.00	1.99	1.84	1.99	1.94	1.45	1.12	-	-						
Zone urbanisée	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	1.99	2.00	1.99	1.99	1.91	2.00	1.92	-	-				
Plan d'eau	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	-	-		
Arbustes	1.99	2.00	1.77	1.67	1.85	1.79	2.00	1.98	1.76	1.47	1.88	1.50	2.00	1.98	2.00	2.00	-	-

Source : V-T Nghiem, 2011

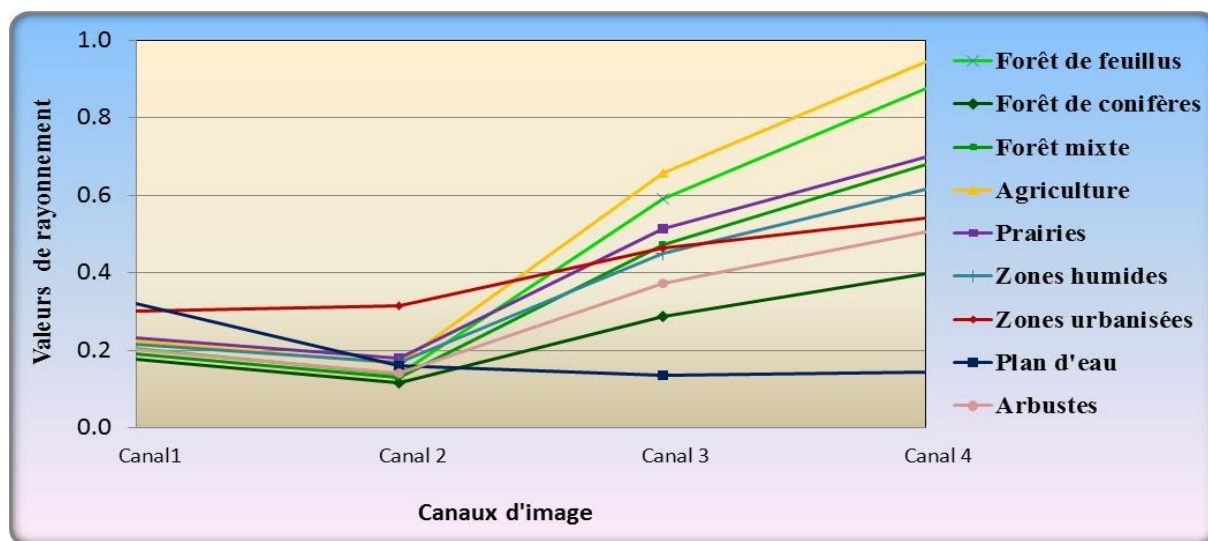
c. Détermination d'une combinaison optimale des canaux d'image pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

Pour les images multi-spectrales, la réflectance spectrale d'un canal d'image dépend de l'objet, et pour un même objet, elle dépend du canal d'image [Boulahouat, 1996 ; Manandhar, 2009 ; Smith, 2012]. Par conséquent, la détermination des meilleurs canaux pour la classification de l'occupation du sol est très importante. Elle dépend des conditions propres de chaque image et des catégories d'occupation du sol considérées. Les études de Boulahouat (1996) et de Manandhar (2009) ont montré qu'une bonne combinaison de canaux permet d'assurer un bon résultat de classification de la couverture du sol. A titre d'exemple, les combinaisons tels que TM[1,2,3], TM[1,3,5] et TM[1,3,7] sont les meilleures pour la classification des catégories du domaine minéral, tandis qu'une combinaison des trois canaux TM[2,3,4] est un bon choix dans la classification de l'occupation du sol pour les zones semi-arides [Boulahouat et Naert, 1996].

Afin de chercher la meilleure combinaison possible, une matrice de corrélation de chaque catégorie entre les canaux et un graphique des réflectances spectrales est utilisée. Cette matrice contient des informations utiles concernant les redondances et aide à la sélection de la combinaison optimale. Si les canaux montrent une corrélation élevée (valeur proche de 1.000), ils indiquent que ces canaux contiennent généralement des informations semblables et leurs utilisations réunies peuvent provoquer une réduction de la précision des résultats classifiés. Par contre, si cette corrélation est faible (proche de 0.000), une combinaison entre ces canaux peut donner les informations très utiles [Rahman, 2004].

Les matrices de corrélation entre les canaux pour les images MSS (1975), TM (1992), ETM+ (2000) et LandsatETM+ (2010) sont présentées dans les tableaux 2.10, 2.11, 2.12 et 2.13 ; et les figures 2.5, 2.6, 2.7 et 2.8 présentent les réflectances spectrales de chaque catégorie d'occupation du sol.

La figure 2.5 présente les réflectances spectrales de l'image LandsatMSS. Les canaux 3 et 4 montrent une forte variabilité de réflectance entre les catégories de l'occupation du sol, tandis que les canaux 1 et 2 montrent que la variation des réflectances entre les catégories n'est pas nette. Par ailleurs, le tableau 2.10 montre qu'entre les canaux 2 et 3 existent une faible corrélation. Une même corrélation existe également entre les canaux 2 et 4. Donc, l'utilisation d'une combinaison des canaux 2, 3 et 4 peut être utile pour l'interprétation de l'occupation du sol de 1975.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 5 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 1975

Tableau 2. 10 : Matrice de corrélation des spectres de l'image LandsatMSS pour le bassin versant de l'Ain

	Canal 1	Canal 2	Canal 3	Canal 4
Canal 1	1.000			
Canal 2	0.918	1.000		
Canal 3	0.455	0.381	1.000	
Canal 4	0.290	0.202	0.564	1.000

Source : V-T Nghiem, 2011

La figure 2.6 présente les réflectances spectrales des canaux de l'image LandsatTM pour les catégories définies. Cette figure montre que les réflectances spectrales des canaux 4 et 5 affichent de grandes différences pour toutes les catégories sélectionnées, tandis que les réflectances des canaux 1, 2 et 3 sont peu différentes, surtout pour les catégories de forêts de feuillus, de forêt mixte et de prairies. Pour le canal 7, sa réflectance ne varie pas comme pour les canaux 4 et 5. Cependant, le tableau 2.11 montre qu'entre les canaux 4 et 7, il y a une faible corrélation pour les catégories de l'occupation du sol de la zone étude, donc une combinaison de trois canaux TM[4.5.7] a été utilisée pour la classification de l'occupation du sol de 1992 pour le bassin versant de l'Ain.

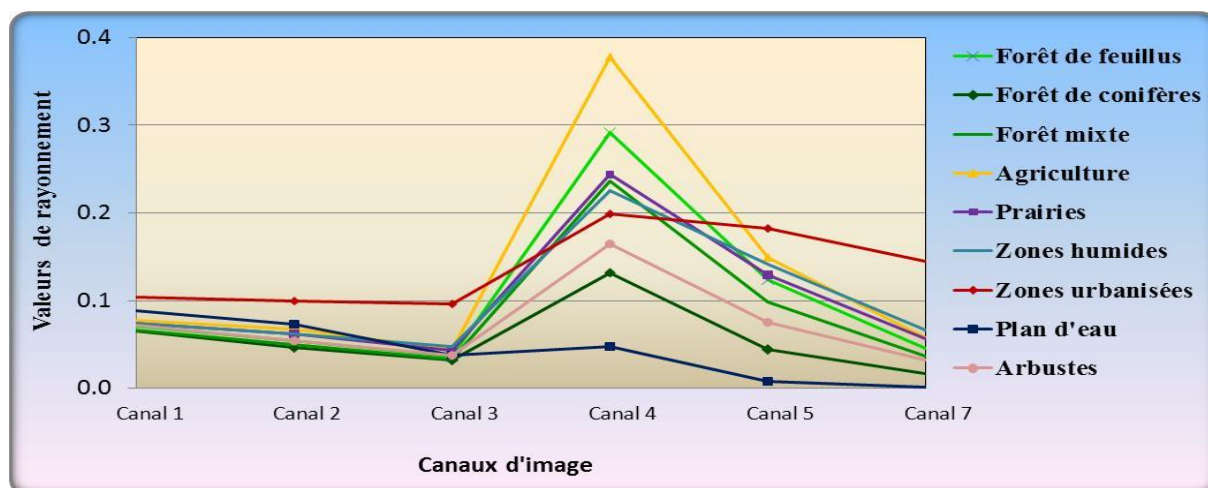


Figure 2. 6 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 1992

Tableau 2. 11: Matrice de corrélation des spectres de l'image LandsatTM pour le bassin versant de l'Ain

	Canal 1	Canal 2	Canal 3	Canal 4	Canal 5	Canal 7
Canal 1	1.00					
Canal 2	0.94	1.00				
Canal 3	0.91	0.95	1.00			
Canal 4	0.25	0.36	0.21	1.00		
Canal 5	0.68	0.80	0.77	0.65	1.00	
Canal 7	0.78	0.87	0.91	0.39	0.62	1.00

Source : V-T Nghiem, 2011

Les tableaux 2.12 et 2.13 sont les matrices de corrélation des spectres pour les images ETM+ de 2000 et de 2010. Ces matrices montrent que pour les canaux visibles (canaux 1-2-3), la corrélation entre eux est forte. De même que pour les canaux 5 et 7, la corrélation est relativement élevée. Cela signifie qu'il y a une grande redondance de l'information au sein de ces canaux pour les catégories de l'occupation du sol de la zone étudiée. Donc le canal 3 (dans le spectre visible), le canal 4 (proche infrarouge) et le canal 5 (demi-infrarouge) peuvent être sélectionnés pour une meilleure séparabilité en utilisant les images ETM+.

Tableau 2. 12 : Matrice de corrélation des spectres de l'image Landsat ETM + (2000) pour le bassin versant de l'Ain

	Canal 1	Canal 2	Canal 3	Canal 4	Canal 5	Canal 7
Canal 1	1.00					
Canal 2	0.94	1.00				
Canal 3	0.91	0.95	1.00			
Canal 4	0.20	0.39	0.22	1.00		
Canal 5	0.63	0.79	0.76	0.70	1.00	
Canal 7	0.75	0.87	0.91	0.43	0.92	1.00

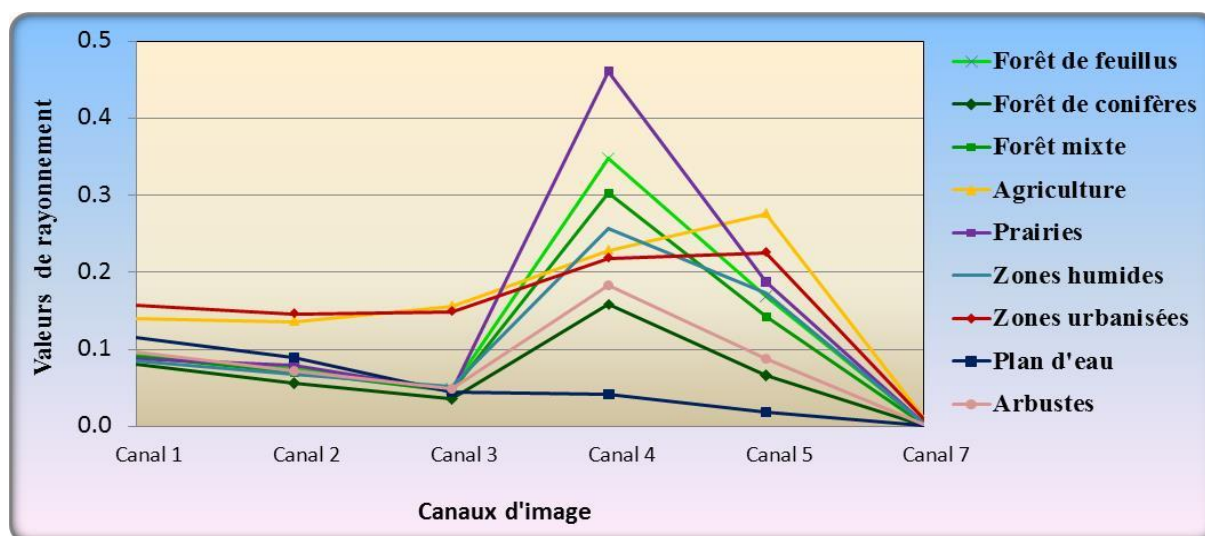
Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2. 13: Matrice de corrélation des spectres de l'image Landsat ETM + (2010) pour le bassin versant de l'Ain

	Canal 1	Canal 2	Canal 3	Canal 4	Canal 5	Canal 7
Canal 1	1.00					
Canal 2	0.95	1.00				
Canal 3	0.93	0.95	1.00			
Canal 4	0.07	0.22	0.08	1.00		
Canal 5	0.70	0.82	0.79	0.56	1.00	
Canal 7	0.85	0.91	0.93	0.26	0.92	1.00

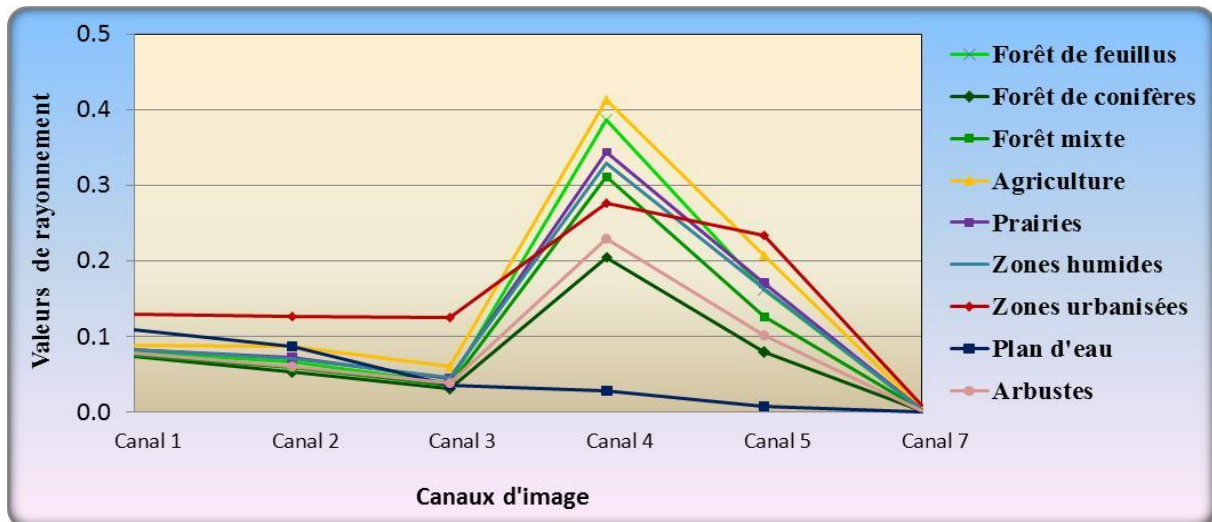
Source : V-T Nghiem, 2011

Par ailleurs, les figures 2.7 et 2.8 sont les graphiques spectraux des images ETM+ 2000 et 2010. Ces figures montrent que le canal 7 a une faible variation des valeurs spectrales entre les différentes catégories de l'occupation des sols. Cette faible variation peut être négative sur le résultat de la classification. Au contraire, la variation des valeurs spectrales des canaux 4 et 5 est nette pour toutes catégories de l'occupation des sols. Ces figures montrent également que les réflectances spectrales entre les forêts de conifères et de feuillus sont nettement différentes pour tous les canaux, tandis que celles entre les zones humides et les prairies sont moins différentes pour les canaux 1 et 3. De plus, la figure 2.7 montre que la réflectance spectrale du canal 2 de l'image ETM+(2000) pour toutes catégories est meilleure que pour le canal 3. Donc, une combinaison des trois canaux (2, 4 et 5) a finalement été retenue pour la classification de l'occupation du sol de 2000 en utilisant les images Landsat ETM+ (2000) ; et une combinaison des trois canaux (3, 4 et 5) de l'image ETM+2010 est utilisée pour la classification de l'occupation du sol de 2010.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 7: Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 2000



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 8 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 2010

d. Validation des résultats de la classification de l'occupation des sols

Les classifications de l'occupation des sols de 1975, 1992, 2000 et 2010 ont été effectuées à l'aide des échantillons des images définis et des combinaisons optimales des canaux sélectionnés. Une fois la classification effectuée, il est nécessaire d'évaluer la précision. Pour cela, les résultats classifiés de l'occupation des sols seront comparés aux données de références. Dans cette étape, les données de référence pour évaluer la classification de l'occupation du sol de 2010 sont créées à partir de données d'observations effectuées sur le terrain en 2011 et en 2012. Les données de référence pour valider les classifications de l'occupation des sols de 1975, 1992 et 2000 sont issues des données auxiliaires (c'est-à-dire des cartes topographiques, cartes forestières, etc.).

L'évaluation de la précision d'une classification de l'occupation du sol est basée sur la matrice de confusion. Cette matrice permet de déterminer la précision globale des résultats obtenus (nombre total de pixels correctement classifiés, coefficient Kappa) et la précision de chaque catégorie classifiée (précision individuelle) [Gao et Skillcorn, 1998]. Le résultat de la classification est considéré comme acceptable si le nombre total de pixels correctement classifiés est supérieure à 85%, les précisions individuelles des catégories sont du même ordre [Anderson et al., 1971], et le coefficient Kappa est supérieur à 0.80 [Tso et Mather., 2001 ; Mather., 2004 ; ITT Inc., 2008].

Le tableau 2.14 présente la matrice de confusion pour évaluer la classification de l'occupation du sol de 1975. Il montre que la totalité de 18133 pixels d'image est évaluée. Parmi ces pixels, 21166 pixels de la carte 1975 sont en accord avec ceux de référence, soit environ 86%. Les pixels bien classifiés correspondent aux nombres de pixels sur la diagonale de la matrice de confusion. Il montre également que les précisions individuelles fluctuent entre 81 et 87%. A titre d'exemple, 5018 pixels de la catégorie de la forêt de feuillus ont été considérés, dont 4340 pixels bien classifiés, soit environ 86.49%. Le tableau 2.14 montre également que la précision de la classification des zones de prairies est plus faible, égale à 81.06%. En général, les précisions consignées dans le tableau 2.14 indiquent le résultat de la classification de 1975 est satisfaisant.

Tableau 2. 14 : Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol de 1975

1975		Données de référence										Précision (%)
		Ff	Fc	Fm	Arb	A	P	Zh	Zu	Eau	Total	
Données classifiées	Ff	4340	10	402	188	14	14	50	0	0	5018	86.49
	Fc	41	4311	346	141	0	40	0	50	27	4956	86.99
	Fm	223	232	3070	10	39	10	0	0	14	3598	85.33
	Arb	56	71	69	1679	15	31	82	10	0	2013	83.41
	A	20	0	0	33	951	19	9	0	121	1153	82.48
	P	11	0	5	8	33	351	0	0	25	433	81.06
	Zh	3	0	11	10	57	40	804	0	30	955	84.19
	Zu	15	2	3	65	71	11	0	1002	0	1169	85.71
	Eau	0	14	25	10	9	61	102	25	1625	1871	86.85
	Total	4709	4640	3931	2144	1189	577	1047	1087	1842	21166	

Source : V-T Nghiem, 2011

Pour la classification de l'occupation du sol de 1992, un ensemble de 7356 pixels a été testé pour évaluer sa précision (tableau 2.15). Ce tableau montre que 6701/7356 pixels sont bien classifiés, la précision globale étant supérieure à 91%, et la précision par catégorie comprise entre 82% et 97%. Il montre également que la précision de la classification des zones forestières est assez élevée (supérieure à 89%), tandis que celle des zones agricoles et des prairies est plus faible (81.96% et 81.87%, respectivement).

Tableau 2. 15 : Matrice de confusion pour la carte de l'occupation du sol de 1992

1992		Données de référence										Précision (%)
		Ff	Fc	Fm	Arb	A	P	Zh	Zu	Eau	Total	
Données classifiées	Ff	733	0	33	27	24	0	0	0	1	818	89.61
	Fc	7	1309	15	0	4	0	0	0	16	1351	96.89
	Fm	25	7	836	0	7	17	0	0	0	892	93.72
	Arb	1	0	0	1158	4	4	105	30	2	1304	88.80
	A	19	0	22	0	427	45	0	0	8	521	81.96
	P	7	0	5	0	19	289	0	30	3	353	81.87
	Zh	5	0	0	0	11	16	886	0	10	928	95.47
	Zu	10	0	0	3	25	12	0	643	11	704	91.34
	Eau	0	14	0	0	20	0	31	0	420	485	86.60
	Total	807	1330	911	1188	541	383	1022	703	471	7356	

Source : V-T Nghiem, 2011

Afin d'évaluer la précision de la classification de l'occupation du sol de 2000, une matrice de confusion et la précision individuelle des catégories, a été calculée (tableau 2.16). Dans ce tableau, 10589 pixels classifiés sont comparés avec ceux de référence ; parmi eux, 9713 pixels (somme de la diagonale), soit environ 92%, sont en bon accord. Le tableau 2.15 montre que la précision de chaque catégorie est assez élevée et dans une gamme de 84.59% à 95.44%.

Tableau 2. 16 : Matrice de confusion pour la carte de l'occupation du sol de 2000

2000		Données de référence										Précision (%)
		Ff	Fc	Fm	Arb	A	P	Zh	Zu	Eau	Total	
Données classifiées	Ff	1479	0	65	6	1	10	0	0	0	1561	94.75
	Fc	17	1674	62	0	0	0	0	0	1	1754	95.44
	Fm	21	69	1568	0	6	0	0	3	11	1678	93.44
	Arb	27	0	3	2007	58	16	192	0	0	2303	87.15
	A	20	0	31	14	546	24	1	1	7	644	84.78
	P	6	0	3	7	11	169	0	0	0	196	86.22
	Zh	0	0	0	13	17	51	1012	1	13	1107	91.42
	Zu	1	0	0	17	8	9	0	967	0	1002	96.51
	Eau	0	5	21	2	14	7	4	0	291	344	84.59
	Total	1571	1748	1753	2066	661	286	1209	972	323	10589	

Source : V-T Nghiem, 2011

Le tableau 2.17 présente la matrice de confusion et la précision individuelle des catégories pour la carte de l'occupation du sol de 2010. Il montre également que les précisions individuelles fluctuent entre 81 et 91% et que le nombre des pixels correctement classifiés est de 27518 (contre 31768 pixels), soit près de 86%. Ces précisions indiquent le résultat de la classification de 2010 est très satisfaisant.

Tableau 2. 17 : Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol de 2010

2010		Données de référence										Précision (%)
		Ff	Fc	Fm	Arb	A	P	Zh	Zu	Eau	Total	
Données classifiées	Ff	2898	3	275	75	31	56	1	0	0	3339	86.79
	Fc	0	9794	970	0	0	0	0	16	0	10780	90.85
	Fm	67	864	5555	0	1	0	1	1	0	6489	85.61
	Arb	49	0	24	2960	10	59	476	0	5	3583	82.61
	A	15	0	40	10	515	46	4	0	4	634	81.23
	P	22	9	19	84	21	885	41	0	8	1089	81.27
	Zh	5	0	53	30	50	310	2904	0	51	3403	85.34
	Zu	0	94	0	115	185	3	0	1723	9	2129	80.93
	Eau	3	3	8	6	0	3	9	6	284	322	88.20
	Total	3059	11067	6944	3165	628	1362	3436	1746	361	31768	

Source : V-T Nghiem, 2011

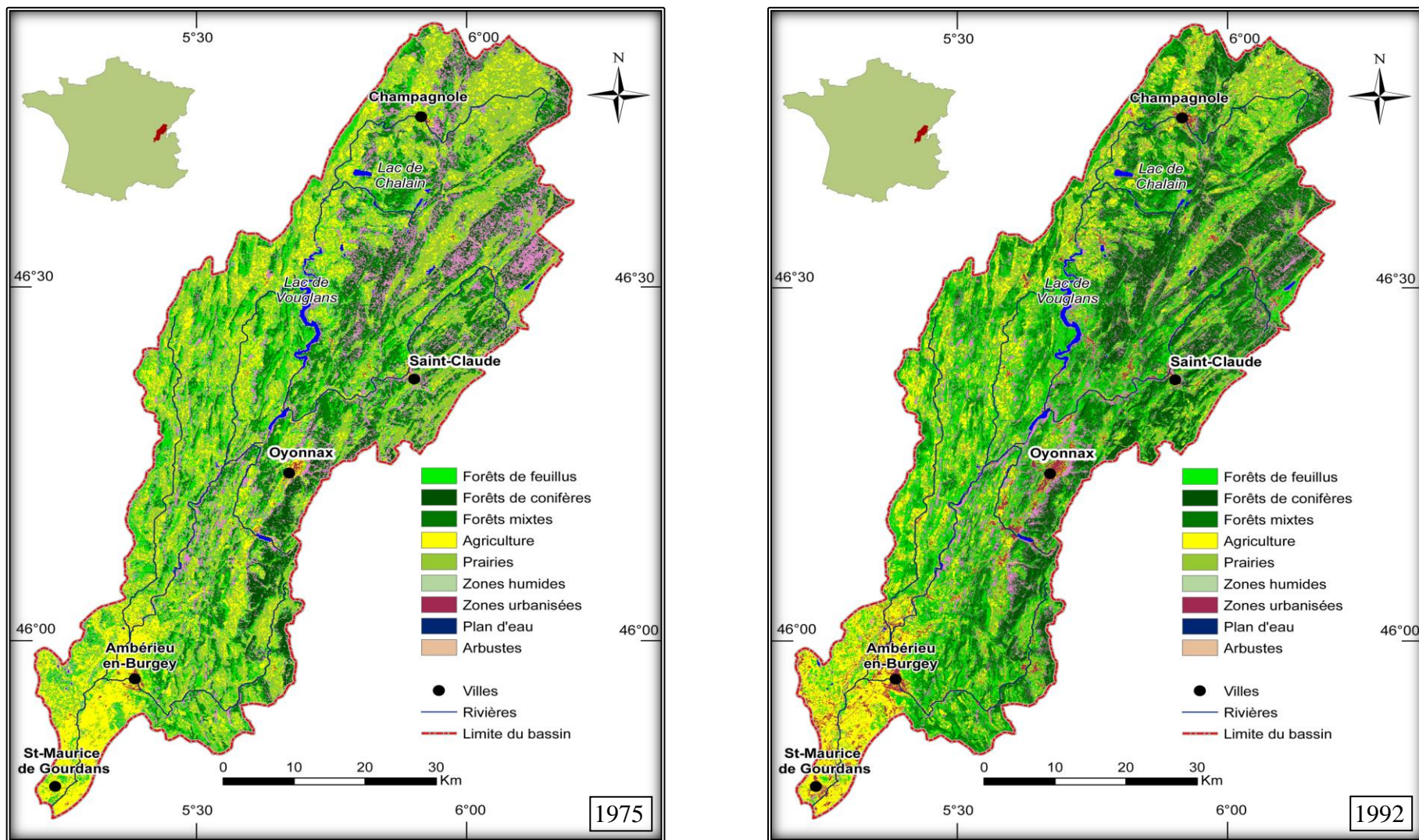
Finalement, le tableau 2.18 présente les précisions globales et les coefficients Kappa obtenus à partir des résultats d'analyse des matrices de confusion. Les précisions globales pour les cartes de 1975, 1992, 2000 et 2010 sont supérieures à la valeur recommandée (85%). Les coefficients Kappa sont, eux aussi, supérieurs à la valeur recommandée de 0.8 ; ils sont dans une gamme de 0.83 à 0.9. Les précisions obtenues permettent de dresser les cartes de l'occupation des sols pour 1975, 1992, 2000 et 2010 (figures 2.9 et 2.10).

Tableau 2. 18 : Précision globale des cartes de l'occupation des sols

Occupation du sol	1975	1992	2000	2010
Précision globale (%)	85.673	91.0957	91.727	86.5368
Coefficient Kappa	0.8269	0.8978	0.9031	0.8300

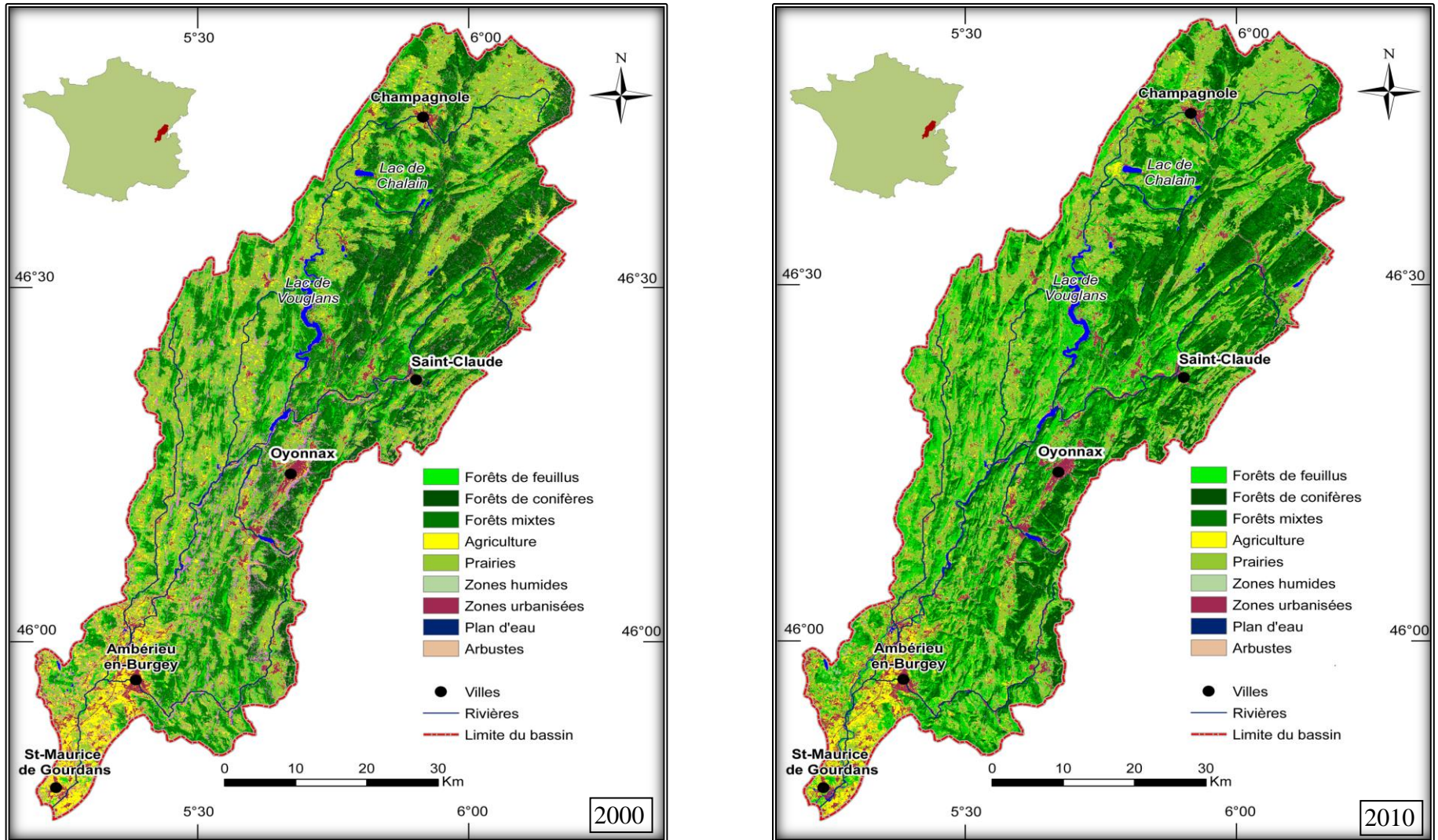
Source : V-T Nghiem, 2011

Les figures 2.9 et 2.10 montrent que le bassin versant de l'Ain est principalement couvert par des zones forestières, et les terres agricoles avec les prairies représentent une partie importante du territoire. Les zones agricoles (maïs, céréales) se situent principalement à l'aval du bassin versant, tandis que les prairies (élevage) occupent des zones à l'amont.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 9: Cartes de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 1975 et 1992



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 10: Cartes de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 2000 et 2010

2.2. Analyse des dynamiques de l'occupation du sol

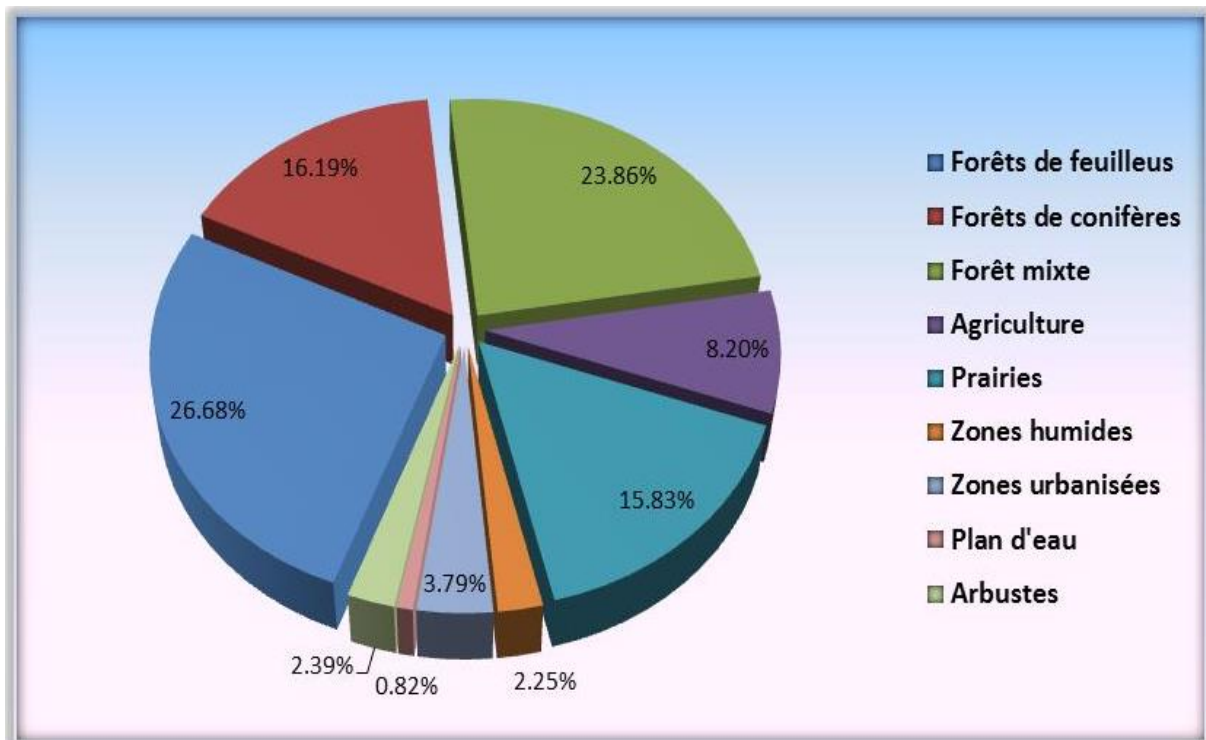
2.2.1. Etat de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

La figure 2.11 présente la répartition de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 2010. Elle montre que le bassin versant est un territoire boisé. Les terres forestières couvrent 66,72% du territoire, soit 2513 km² et englobent les forêts de feuillus (26.68%), les conifères (16.19%) et les forêts mixtes (23.86%). Les forêts de feuillus sont relativement très présentes principalement dans les bassins versants de la Valouse, du Suran et de l'Albarine. A l'inverse, les forêts de conifères se concentrent dans le Parc naturel régional du Haut-Jura (l'Est du territoire) tandis que les forêts mixtes occupent plutôt le secteur intermédiaire entre les deux précédemment cités.

Les terres agricoles représentent 8,20% des surfaces et sont principalement utilisées pour la culture du maïs. Elles se concentrent essentiellement dans la partie aval du bassin avec cependant quelques amas sur le plateau de Champagnole et à l'aval du lac de Chalain.

Le territoire est partiellement recouvert par des prairies agricoles, qui couvrent environ 596 km², soit 15,83% de la surface. Lesquelles se concentrent sur le plateau de Champagnole, les bassins de l'Angillon et de la Valouse, ainsi que dans le secteur situé entre Champagnole et Vouglans. Elles sont majoritairement pâturées pour les bovins.

Les zones urbanisées et bâties couvrent 3.79% du territoire et se concentrent autour de 5 pôles principaux (Champagnole, Morez, Saint-Claude, Yonnax et Ambérieu-en-Bugey) et un certain nombre de bourgs secondaires (Saint-Laurent-Grandvaux, Clairvaux-les-Lacs, Pont-de-Poitte, Bois d'Amont, Dortan, Orgelet, Meximieu ...). Les 5 pôles principaux sont marqués par une activité industrielle traditionnelle et plus récente : métallurgie à Champagnole, lunetterie à Morez et industrie des métaux et plastiques à Saint-Claude [Conseil Général du Jura, 2008].



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 11 : Répartition de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 2010

La figure 2.11 montre également que les zones humides affichent globalement une distribution éparse dans les vallées (par exemple la vallée du Hérisson), les plateaux et autour des différents lacs du bassin versant de l'Ain. Elles ne représentent qu'une petite fraction de la superficie totale du territoire (2.25%), mais elles ont un rôle très important pour le maintien de la qualité des ressources en eau.

Les lacs couvrent environ 30,7 km², soit 0.82% du territoire. Parmi les unités les plus importantes du bassin, le lac de Vouglans est le plus important en terme de surface (16 km²). C'est un lac artificiel destiné à la production d'électricité. Les petits lacs se concentrent dans le département du Jura. Ainsi, nous retrouvons les lacs d'Ilay, de Maclu, lac de Chalain, etc.

Enfin, les zones couvertes d'arbustes occupent une petite superficie (environ 2.39%) et se concentrent essentiellement à l'Est de Morez.

2.2.2. Evolution de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

La connaissance des dynamiques récentes est essentielle pour appréhender l'évolution future et sa modélisation. Dans cette partie, l'analyse diachronique de l'occupation des sols est utilisée pour l'évaluation quantitative de cette dynamique de 1975 à 2010 (Figure 2.12). Afin de montrer l'évolution de chaque catégorie de l'occupation du sol au cours du temps, nous avons utilisé une série de transformations ensemblistes ; la relation entre la même catégorie à deux dates nous permet de différencier les zones stables, les zones de régression et les zones de progression de cette catégorie.

Après l'analyse des changements à l'aide de quatre cartes de l'occupation des sols, nous avons calculé les taux de changement des surfaces des différentes catégories pour les périodes 1975-1992, 1992-2000 et 2000-2010. Les valeurs positives représentent une progression de la surface de la catégorie pendant la période analysée et les valeurs négatives indiquent la perte de surface d'une catégorie entre les deux dates. Les valeurs proches de zéro nous indiquent que la catégorie reste relativement stable entre les deux dates (tableaux 2.19, 2.20 et 2.21).

a. Analyse diachronique de l'évolution de l'occupation des sols sur les trente dernières années

Evolution de l'occupation du sol sur la période 1975-1992

Sur la figure 2.12, nous pouvons observer que les classes dont la surface reste relativement stable dans le temps, sont les zones humides et les plans d'eau. Les autres classes affichent des variations notables. Les terres forestières et les zones urbanisées ont sensiblement progressé pendant cette période. A l'inverse, nous pouvons constater une forte diminution des surfaces des terres agricoles et des zones recouvertes d'arbustes. La classe qui s'est relativement bien développée reste les zones urbanisées qui sont concentrées principalement autour des grandes villes. Une telle évolution de ces zones est liée à une forte croissance actuelle de la population de la région et une étendue des zones industrielles. En revanche, la classe d'arbustes accuse une nette diminution. La cause principale de cette diminution est le regain de forêts de conifères.

Les résultats des calculs des pourcentages de changement entre 1975 et 1992 (Tab 2.19) montrent que les classes des zones urbanisées et des terres forestières présentent une importante progression avec la totalité de changement respectif de 62.67% et 47.43%, soit plus de 28 km² et 261 km². Le tableau 2.19 montre également que les autres changements sont relativement importants tels que la diminution des surfaces des terres agricoles (-11%), des prairies (-6.12%) et des zones d'arbustes (-48.80%).

Tableau 2. 19. Changement de l'occupation du sol entre 1975 et 1992

Catégories	Occupation du sol de 1975 (km ²)	Occupation du sol de 1992 (km ²)	1975-1992	
			Superficie	%
Forêt feuille	807.84	915.29	107.45	13.30
Forêt conifère	389.68	501.07	111.40	28.59
Forêt mixte	768.55	811.12	42.57	5.54
Agriculture	413.36	367.86	-45.50	-11.01
Prairies	818.50	768.38	-50.12	-6.12
Zones humides	94.55	94.91	0.36	0.38
Zones urbanisées	45.17	73.48	28.31	62.67
Plan d'eau	31.50	31.06	-0.43	-1.37
Arbustes	397.61	203.56	-194.05	-48.80

Source : V-T Nghiem, 2011

Evolution de l'occupation du sol sur la période 1992 - 2000

Pendant cette période, les zones humides et les plans d'eau présentent une grande stabilité entre les deux dates (figure 2.11), mais nous pouvons aussi observer une relative stabilité pour les zones de prairies. Sur la figure 2.12 nous observons que les changements durant cette période ne sont pas aussi importants que durant la période précédente. Cependant, le tableau 2.20 montre que les terres forestières et les zones urbanisées présentent de légères progressions, avec la totalité de changements respectifs de 22.12% et de 43.83%. Ce tableau montre également que l'occupation du sol pendant la période de 1992 à 2000 enregistre une stabilité globale, en particulier de la forêt de feuillus, la forêt mixte et des prairies (6.42%, 6.35% et -4.26%). Comme la période précédente, les terres agricoles, les zones de prairies et d'arbustes ont sensiblement régressé pendant cette période.

Tableau 2. 20. Changement de l'occupation du sol entre 1992 et 2000

Catégories	Occupation du sol de 1992 (km ²)	Occupation du sol de 2000 (km ²)	1992-2000	
			Superficie	%
Forêt feuille	915.29	974.02	58.73	6.42
Forêt conifère	501.07	547.95	46.88	9.35
Forêt mixte	811.12	862.64	51.52	6.35
Agriculture	367.86	345.14	-22.74	-6.18
Prairies	768.38	735.66	-32.72	-4.26
Zones humides	94.91	85.85	-9.06	-9.55
Zones urbanisées	73.48	105.68	32.20	43.83
Plan d'eau	31.06	31.51	0.45	1.42
Arbustes	203.56	178.29	-25.27	-12.41

Source : V-T Nghiem, 2011

Evolution de l'occupation du sol sur la période 2000 - 2010

Le tableau 2.21 représente le changement de l'occupation du sol entre 2000 et 2010. Les pourcentages et les surfaces indiquent que :

- le bassin versant de l'Ain a subi des changements importants qui se manifestent par une progression du couvert forestier de l'ordre de 18.64%. L'extension de la forêt de feuillus de l'ordre de 3.18% se fait au détriment des terres agricoles et des prairies tandis que les extensions de la forêt mixte et de la forêt de conifères se font surtout sur des espaces occupés par des arbustes.
 - les superficies des cultures sont passées de 345.14 km² à 308.69 km² du total, soit une baisse de -10.56%.
 - la surface des prairies a très fortement diminuée ; cette baisse est estimée à environ -19%, soit 139km²;
- les zones humides et les plans d'eau affichent une grande stabilité, avec des changements nets de 1% et de 2% respectivement ;
- enfin, une nette dégradation des espaces arbustifs, avec une diminution de l'ordre de -49.58%. Cette diminution s'explique par le regain sur ces espaces de conifères.

Tableau 2. 21. Changement de l'occupation du sol entre 2000 et 2010

Catégories	Occupation du sol de 1992 (km ²)	Occupation du sol de 2000 (km ²)	2000-2010	
			Superficie	%
Forêt feuille	974.02	1004.96	30.94	3.18
Forêt conifère	547.95	609.66	61.71	11.26
Forêt mixte	862.64	898.88	36.24	4.20
Agriculture	345.14	308.69	-36.45	-10.56
Prairies	735.66	596.20	-139.46	-18.96
Zones humides	85.85	84.92	-0.93	-1.08
Zones urbanisées	105.68	142.76	37.08	35.09
Plan d'eau	31.51	30.76	-0.75	-2.36
Arbustes	178.29	89.90	-88.39	-49.58

Source : V-T Nghiem, 2011

b. Bilan de l'évolution de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Ain sur la période 1975-2010

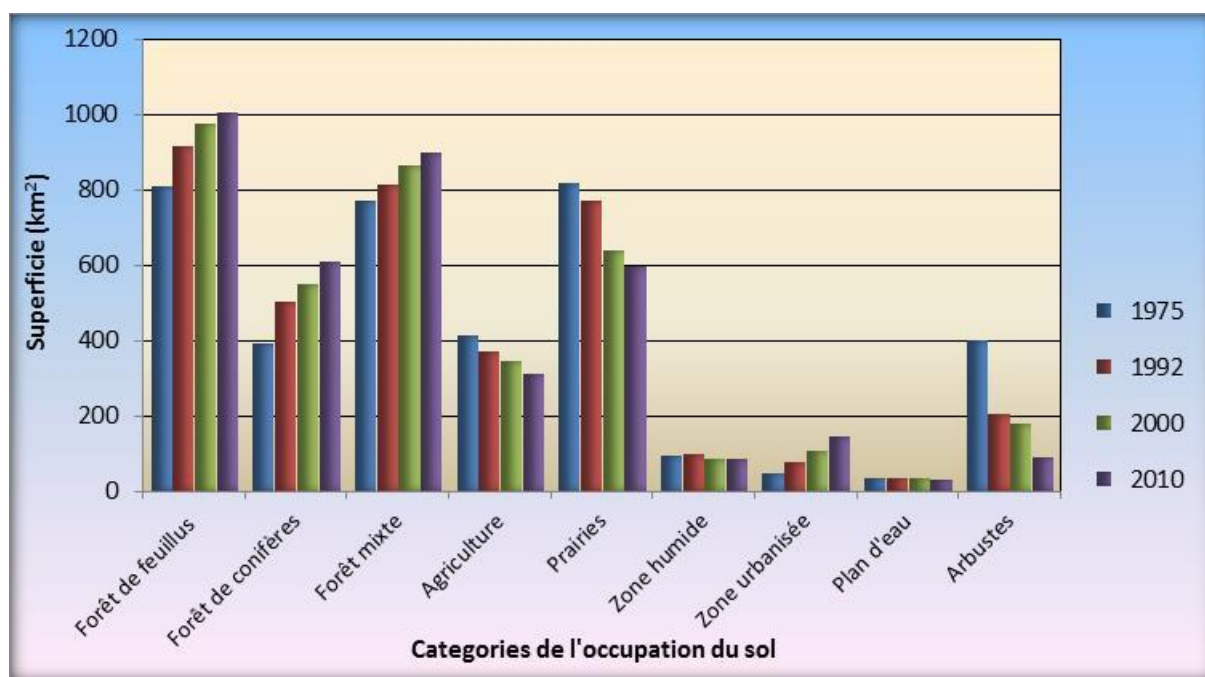
Le tableau 2.22 résume les calculs du taux de changements pour les trois périodes précédentes : 1975 - 1992 (17 ans) ; 1992 - 2000 (08 ans) ; 2000-2010 (10 ans). Nous pouvons constater que les changements les plus spectaculaires ont eu lieu entre les années 1992 et 2000, tandis que le reste était plus modéré.

Cependant, nous pouvons observer également que dans les trois périodes considérées, la surface des terres agricoles présente une diminution d'environ de -0.65 à -1.06% pour chaque année, indiquant une régression constante pendant les trois périodes de temps. Durant ces trois périodes, la catégorie qui a progressé le plus est celle du bâti. Ces zones ont connu les augmentations les plus fortes entre 1992 et 2000 (majoration estimée à 5.48% par an).

Tableau 2. 22: Changement de l'occupation du sol de 1975 à 2010

Catégories	Taux de changement (km ² /an)		
	1975-1992	1992-2000	2000-2010
Forêt feuille	0.78	0.80	0.32
Forêt conifère	1.68	1.17	1.13
Forêt mixte	0.33	0.79	0.42
Agriculture	-0.65	-0.77	-1.06
Prairies	-0.36	-2.16	-0.62
Zones humides	0.02	-1.19	-0.11
Zones urbanisées	3.69	5.48	3.51
Plan d'eau	-0.08	0.18	-0.24
Arbustes	-2.87	-1.55	-4.96

Source : V-T Nghiem, 2011



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 12 : Evolution de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

2.3. Prédiction de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

Cette partie s'attache à présenter une synthèse cartographique des travaux réalisés pour l'évolution prédictive de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain. Elle décrit les différents modèles qui peuvent simuler et prévoir l'évolution de l'occupation du sol. Elle insiste également sur l'intérêt qu'il y a à appliquer une méthode reproductible qui permet d'effectuer une prédiction à court, moyen et long termes de la couverture des sols en contexte d'écosystème très sensible. L'élaboration de scénarii prospectifs spatialisés à grande échelle, constitue une méthode puissante pour donner une image des futurs possibles de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain.

2.3.1 Modèles de prédiction de l'occupation du sol

Plusieurs types de modèles ont été utilisés pour la prédiction de l'occupation des sols, tels que les modèles mathématiques, statistiques, d'évolution (systèmes multi-agents), cellulaires (automates cellulaires) [Hubert-Moy et al., 2006] et les modèles basés sur une approche dite "approximative". En outre, les modèles fondés sur la théorie de chaîne de Markov ou des modèles experts ont été largement utilisés [Okwuashi et al., 2012; He et al., 2006; Hepinstall et al., 2008; Hubert-Moy et al., 2006]. Parker et al. (2003), dans une synthèse non exhaustive, distingue sept grandes catégories de modèles, qui se recoupent pour partie : les modèles mathématiques basés sur une ou plusieurs équations qui recherchent une solution d'équilibre [Sklar et Costanza, 1991 ; Chuvieco, 1993]; les modèles systémiques [Gilbert et Troitzsch, 1999], ceux fondés sur des techniques statistiques telles que des régressions [Ludeke *et al.*, 1990 ; Mertens et Lambin, 1997] ; les modèles experts [Eastman, 1999]; les modèles d'évolution reposant sur les réseaux neuronaux [Balling et al., 1999] ; les modèles cellulaires qui comprennent les automates cellulaires [Tobler, 1979 ; Alcamo, 1994] et les champs de Markov [Li et Reynolds, 1997], et les modèles multi-agents [Woolridge, 1999]. Enfin, certains modèles sont dits hybrides car ils combinent deux ou plusieurs de ces catégories de modèles [Corgne., 2004].

Au cours les 20 dernières années, les modèles tels que chaîne de Markov, CA-Markov GEOMOD et LCM (Land Change Modeler), ont été considérés comme performants et efficaces pour la prédiction du changement de l'occupation des sols, car ils sont couplés aux SIG dans l'analyse des données, la simulation des probabilités du changement et l'amélioration des résultats prédictives [Eastman., 2006 ; Pontius et Chen., 2006 ; Tewolde et Cabral., 2011].

Par conséquent, pour déterminer un modèle approprié qui peut être appliqué au bassin versant de l'Ain, nous allons passer en revue brièvement les principaux modèles proposés :

a. Modèle GEOMOD

GEOMOD est un modèle qui simule la distribution spatiale des changements de l'occupation des sols passés et futurs. Il modélise le changement entre deux catégories d'occupation des sols notée 1 et 2 [Silva et Clarke., 2002; Pontius et al. 2001 ; Pontius et Chen., 2006]. A titre d'exemple, il pourrait être utilisé pour prédire le changement de deux catégories (zones forestières et les zones non-forestières) entre un état 1 et un état 2 [Dushku et Brown., 2003].

b. Le module Markov: Analyse de la chaîne de Markov

Le module MARKOV analyse une paire d'images et fournit en sortie une matrice de probabilité de transition, une matrice des zones de transition, et un ensemble d'images de probabilité conditionnelle [Eastman., 2006; Eşbah et al., 2011] :

- la matrice de probabilité de transition est un fichier texte qui enregistre la probabilité d'une catégorie de l'occupation du sol pour passer aux autres catégories. Dans cette matrice, les lignes représentent les anciennes catégories de l'occupation du sol, tandis que les colonnes indiquent les catégories les plus récentes ;
- la matrice des zones de transition est un fichier texte qui enregistre le nombre de pixels qui sont appelés à évoluer pour passer d'une catégorie à une autre catégorie durant la période considérée. Dans cette matrice, les lignes et les colonnes représentent également les anciennes catégories de l'occupation du sol et les catégories les plus récentes;
- l'ensemble des images de probabilité conditionnelle donne la probabilité pour un type d'occupation du sol d'être rencontré dans chaque pixel dans la période de transition.

Ces images sont ensuite utilisées pour la génération d'une carte prédictive de l'occupation du sol.

c. Automates cellulaires (AC)

Les modèles AC sont des modèles dynamiques spatiaux dans lesquels l'unité de base est la cellule. Celle-ci peut prendre des états différents et est influencée par son entourage immédiat [Chopard et al., 1998 ; Chopard., 2002]. Ces modèles contrôlent la contribution spatiale du changement par les règles locales qui considèrent la configuration de voisinage et les cartes potentielles de transition [White et Engelen, 1993; Clarke et al., 1994; Thomas et Laurence, 2006; He et al., 2008 ; Guan et al., 2010]. Ils peuvent être intégrés dans un SIG ou utilisés comme un logiciel autonome [Torrens, 2000 et 2006 ; Eşbah et al., 2011].

d. Automates cellulaires- Chaîne de Markov (AC-Markov)

AC-Markov est un modèle issue de la combinaison des Automates cellulaires (AC) et du module « Markov » pour la prédiction de l'occupation du sol. En fait, ce modèle est le module MARKOV auquel s'ajoute l'élément de contiguïté spatiale ainsi que la connaissance de la distribution spatiale probable de transition à l'analyse de la chaîne de Markov [Eastman., 2006].

Le modèle AC-Markov intégré au SIG est considéré comme une approche appropriée pour modéliser l'évolution temporelle et spatiale de l'occupation du sol [Myint et Wang, 2006; Courage et al, 2009]. Dans le modèle AC-Markov, le processus de la chaîne de Markov contrôle le changement temporel entre les catégories de l'occupation des sols sur la base des matrices de transition [López et al., 2001 ; Guan et al., 2010]. Le SIG peut être utilisé pour la définition des conditions initiales, la détermination des paramètres du modèle AC-Markov, le calcul des matrices de transition et la détermination des règles de voisinage [Batty et al., 1999; Aitkenhead et Aalders., 2009].

e. Module LCM (Land Change Modeler)

Le LCM est un module intégré pour l'analyse, la prédiction du changement de l'occupation des sols et l'évaluation des implications sur l'environnement [Eastman., 2006 et 2009]. La modélisation à l'aide du LCM nécessite principalement deux cartes de l'occupation des sols correspondant à deux dates différentes (temps-1 et temps-2). Ces cartes sont utilisées comme les données d'entrées pour l'analyse du changement de l'occupation des sols. Celle-ci permet de comprendre les gains, les pertes et les zones de transition des différentes catégories de l'occupation du sol. Elle permet également de quantifier les changements survenus du temps-1 au temps-2 [Tewolde et Cabral., 2011].

Le module LCM permet de prédire l'évolution de l'occupation du sol avec un, deux ou plusieurs catégories à la fois sur la base de transitions potentielles. Chaque transition est modélisée par une régression logistique ou un réseau de neurones perceptron multi-couche. Ce modèle propose deux modes de changement prédiction : dure et douce. Une prédiction dure est un engagement à un scénario spécifique. Le résultat est une carte prédictive de l'occupation du sol avec les mêmes catégories qu'en entrée. En revanche, une prédiction douce est une application continue de la vulnérabilité au changement. Elle indique le degré auquel les zones ont les bonnes conditions pour le changement [Eastman., 2006].

En effet, il est difficile de comparer les performances de ces modèles en raison de leurs différences fondamentales et leur dépendance aux objectifs de recherche. A titre d'exemple, avec le modèle GEOMOD, la simulation n'englobe que deux catégories d'occupation de sol [Silva et Clarke., 2002, Pontius et al., 2001], tandis que les autres modèles, tels que le CA-

Markov et le LCM peuvent simuler les changements de plusieurs catégories à la fois [Burstedde et al., 2001; Pontius et Chen., 2006].

Le modèle CA-Markov est en fait une amélioration du module Markov qui présente plusieurs avantages par rapport à lui. Théoriquement, ce modèle peut simuler les changements de plusieurs catégories à la fois. Cependant, il est important de signaler que l'application de ce modèle dans certaines études a montré sa faiblesse dans des modélisations sur le long terme (la précision prédictive étant inférieure à 70%) [Araya et Cabeal., 2010 ; Falahatkar et Soffianian., 2011]. Par ailleurs, le modèle CA-Markov ne fournit qu'une image de probabilités conditionnelles. Celle-ci n'est pas la carte prédictive (carte finale), mais une entrée pour la spécification des probabilités a priori dans la classification par le maximum de vraisemblance.

Le module LCM permet d'évaluer la précision de chaque étape dans le processus de simulation et de choisir l'algorithme adapté à l'objectif initial. Il est à l'heure actuelle un outil de modélisation largement utilisé. Encore à un stade expérimental, il dispose de beaucoup de potentialités et peut fonctionner avec les réseaux neuronaux et fournir des résultats d'une précision supérieure à 70% [Islam et Ahmed., 2011]. De plus, ce modèle fournit également en sortie directement une carte prédictive de l'occupation du sol avec les catégories identiques à celles de la carte de départ.

Dans le cadre précis de simulations à court, moyen et long termes de l'évolution de l'occupation des sols pour le bassin versant de l'Ain, nous souhaitons modéliser plusieurs catégories à la fois avec une précision globale acceptable. En conséquence, nous utiliserons le module LCM pour prédire cette évolution pour les vingt prochaines années.

2.3.2. Application du module LCM pour la prédiction de l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain

Le changement de l'occupation du sol est un processus compliqué. Celui-ci est un résultat d'interactions complexes entre les facteurs physiques et humains [Oñate-Valdivieso et al., 2010 ; Huang et al., 2010]. Les facteurs physiques peuvent inclure la topographie, la météorologie, le système hydrologique, etc., et les facteurs humains peuvent comprendre les activités anthropiques, le réseau routier, l'urbanisation, etc.

La génération de scénarios de l'occupation du sol peut être effectuée sur la base de l'analyse multi-temporaire des changements de l'occupation des sols, mais elle peut également être basée sur l'évaluation de la corrélation entre les changements et les facteurs physiques/humains (variables explicatives).

a. Les données utilisées

Les données utilisées dans le cadre de ce travail sont très variées. Elles comprennent des cartes de l'occupation des sols et des types de sol, des données vectorielles sur les limites administratives, sur les systèmes hydrographiques et routiers, ainsi que des données météorologiques issues de documents en texte et en tableau. L'ensemble de ces données est traité sous SIG et présenté dans le tableau 2.23.

Dans ce tableau, les cartes de l'occupation des sols 1975, 1992 et 2000 sont utilisées comme données initiales pour créer les cartes prédictives, tandis que celle de 2010 est considérée comme la carte de référence pour valider ces cartes prédictives. Les autres cartes sont considérées dans ce cas comme des variables explicatives et introduites comme données d'entrée du sous-modèle de transition (transition sub-model).

Tableau 2. 23: Données utilisées dans le cadre du processus de modélisation prédictive de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

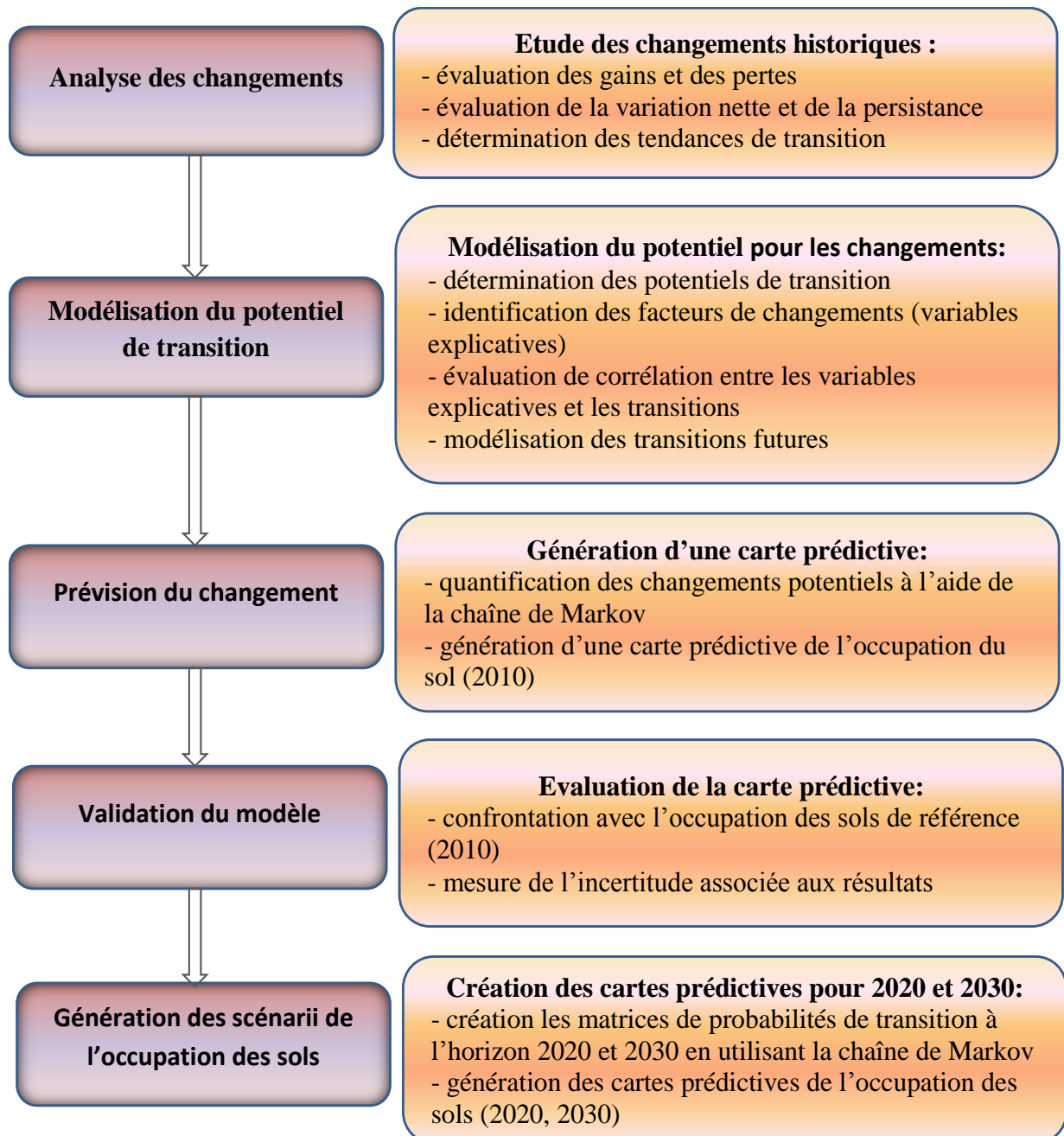
Type de données	Description et source
Cartes de l'occupation des sols de 1975, 1992, 2000 et 2010	Générées à partir des images Landsat [USGS, 2012]
Carte de la distance à la pédologie	Défini à partir de carte pédologique [Production de la thèse]
Carte de distance au réseau hydrographique	- Définie à partir du réseau hydrographique (à l'aide du MNT [ASTER, 2012], de la carte topographique [IGN, 1992])
Carte de distance au réseau routier	Définie à partir du réseau routier (à l'aide de la carte topographique [IGN, 1992] et mis à jour par les images Landsat).
Carte de distance aux agglomérations	Analysée sur la base de la carte des zones urbanisées (image Landsat)
Carte des précipitations annuelles	Générée à partir de données des précipitations annuelles de 1981 à 2010 [Météofrance, 2012 ; Auffray et al, 2011]
Carte du MNT	A partir du MNT [IGN, 1992 ; ASTER, 2012]
Carte de pente	A partir de la carte du MNT
Carte d'aspect	A partir de la carte du MNT

Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

b. La méthodologie adoptée pour le processus modélisation prédictive de l'occupation du sol

La modélisation prédictive de l'évolution de l'occupation du sol nécessite, d'une part, la connaissance des changements spatio-temporels passés de l'occupation des sols, d'autre part, l'identification des facteurs qui ont affecté ces changements ainsi que la détermination de leur corrélation, et enfin, la génération des cartes prédictives sur le devenir des territoires étudiés, en fonction de paramètres socio-économiques, climatique, etc. [Corgne., 2004].

Les étapes de la modélisation prédictive de l'occupation des sols à l'aide du module LCM sont donc structurées selon ce cheminement (figure 2.13). Les changements historiques sont d'abord déterminés à partir d'une série multi-temporelle de cartes de l'occupation des sols. Puis, les facteurs les plus significatifs (variables explicatives) dans ces changements sont déterminés. Ces changements historiques et les sources d'informations décrivant les variables explicatives sont intégrés pour modéliser l'évolution de l'occupation des sols avec la régression logistique (ReLog) ou le Perceptron Multi-Couche (PMC). La troisième étape consiste à d'appliquer la chaîne de Markov afin de produire une prédiction à court, moyen et long terme de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain. La dernière étape permet de valider le modèle en comparant la carte prédictive à celle réelle (carte de référence) pour la même date.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 13: Prédiction du changement de l'occupation du sol à l'aide du LCM

2.3.3. Prédiction de l'occupation du sol : Résultats et discussions

Pour la prédiction de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain, nous avons utilisé quatre cartes de l'occupation des sols de 1975, 1992, 2000 et 2010. Ces cartes ont été générées à partir des images satellites (Landsat) de 1975, 1992, 2000 et 2010. Parmi ces cartes, les paires des cartes de l'occupation des sols de (1975 et 1992) et (1992 et 2000) ont été utilisées pour calibrer le modèle LCM d'abord, puis pour prédire les cartes de l'occupation des sols ; la carte de l'occupation du sol de 2010 est utilisée pour la validation de la carte prédictive créée à la même date. Les prédictions des cartes de 2020 et 2030 sont basées sur les cartes de l'occupation de 2000 et 2010. Ces prédictions et leurs résultats sont présentés dans les prochains paragraphes du chapitre.

a. Analyse du changement de l'occupation des sols

Cette analyse permet d'évaluer rapidement les changements d'occupation des sols, sur la base de l'évaluation quantitative des gains et des pertes, de la persistance et des transitions. Ces changements peuvent être présentés dans les cartes et sous forme graphique [Eastman, 2009]. De plus, cette étape permet également d'analyser la tendance spatiale globale du changement de l'occupation des sols à l'échelle du secteur étudié. Elle demande donc la spécification des catégories entre lesquelles se produisent la transition et l'ordre du polynôme d'évaluation. Pour l'analyse du changement de l'occupation des sols, deux cartes de l'occupation des sols à des dates différentes sont utilisées comme base pour la compréhension de la nature du changement. Les changements de l'occupation des sols ayant eu lieu entre les deux années analysées (par exemple 1992 et 2000) ont été identifiés et intégrés dans le sous-modèle de transition.

La figure 2.14 présente les changements globaux de l'occupation des sols sur la période 1992 à 2000 du bassin versant de l'Ain. Le changement net pour chaque catégorie de l'occupation du sol et leurs contributions sont présentés dans les figures 2.15 et 2.16. Elles montrent que la plupart des catégories ont des gains et des pertes : les zones d'arbustes, les terres agricoles et les prairies ont nettement régressés tandis que les zones urbanisées et les terres forestières ont progressé. La superficie des plans d'eau ne semble pas évoluer. En totalité, les zones forestières ont gagné environ 81700 hectares, mais elles ont perdu aussi environ 56000 hectares durant la période allant de 1992 à 2000 (Fig 2.14). Le gain net de ces zones est donc de 25700 hectares.

Parmi les zones forestières, la superficie de forêt de conifères affiche la plus forte augmentation, avec un gain net de 13300 hectares. Cette augmentation s'est faite essentiellement au détriment de la forêt mixte (3500 hectares) et des zones d'arbustes (8000 hectares) (Fig 2.16b). L'augmentation des superficies de conifères est expliquée par une montée en puissance des peuplements de conifères dans la forêt mixte en raison probablement du réchauffement climatique et par le boisement pratiqué des zones à caractère arbustif. La forêt de feuillus a perdu environ 22000 hectares. A l'inverse elle a gagné près de 27000 hectares, soit un gain net de plus de 5000 hectares (environ 22%) durant la période de 1992 à 2000.

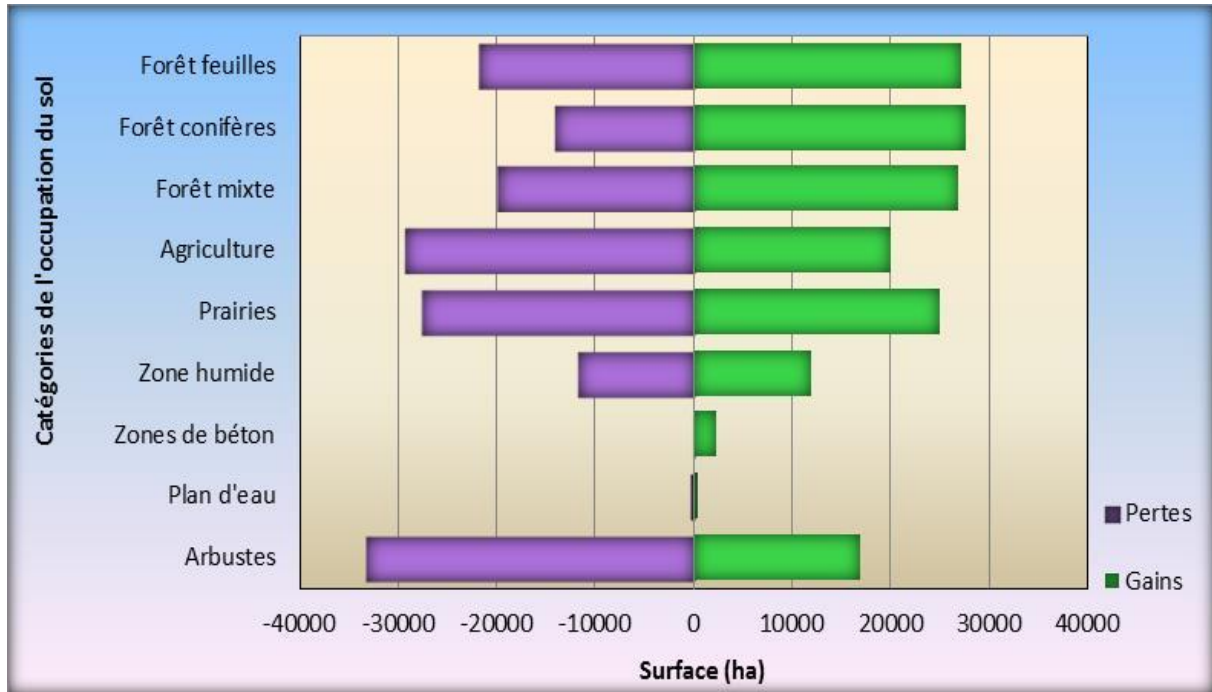
Au cours de la période 1992-2000, environ 32000 hectares de terres agricoles ont été perdues tandis que les gains ne dépassent pas 27000 hectares. La perte nette des terres agricoles est d'environ 10000 hectares. Les zones agricoles perdues ont été principalement occupées par la forêt de feuillus (2800 hectares), la forêt mixte (2900 hectares), les prairies (2900 hectares) et les zones bâties (1100 hectares). Dans le même temps, elles ont gagné près de 850 ha de zone humide et environ 180 hectares de zones d'arbustes (figure 2.16d).

Les graphiques de la figure 2.17 présentent la tendance générale de transition des catégories principales de l'occupation des sols entre 1992 et 2000 pour le bassin versant de l'Ain. Dans ces graphes, la couleur rouge foncé indique les plus fortes transitions des catégories. A l'inverse, la couleur bleue montre qu'aucun changement n'a eu lieu.

Le graphe 2.17a montre que la plus forte transition de forêt de feuillus a lieu dans le Sud-Est (près de ville Ambérieu-en-Bugey) et à l'Est du bassin versant. Cette tendance se produit également mais à moindre degré au Sud-Ouest du Vouglans.

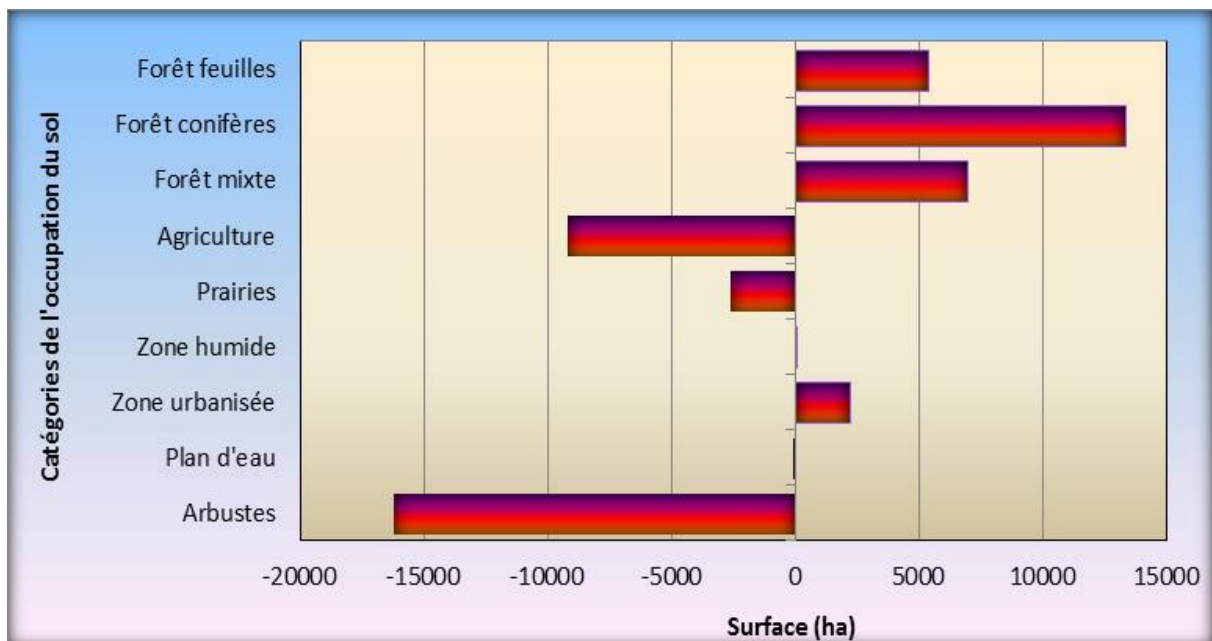
Les transitions des forêts de conifères (Fig 2.17b) et de feuillus (Fig 2.17c) sont très importantes dans la partie Est du bassin (dans la Forêt de Combe Noire et le Bois Cernois Raz à côté de Morez), secteurs où les transitions des forêts mixtes et d'arbustes en forêt de conifères ont été les plus nettes.

La figure 2.17h montre que les transitions des zones d'arbustes ont lieu principalement dans l'Est du bassin versant avec un indice de transition de 0.09 à 0.14 (correspondant aux couleurs rouge foncé sur le graphique). De la même manière, les transitions des arbustes ont lieu également dans le Sud de la ville d'Oyonnax, mais avec une moindre importance (indice de transition de 0.08 à 0.1). Ces transitions sont la conséquence de la substitution d'espèces arbustives par des conifères.



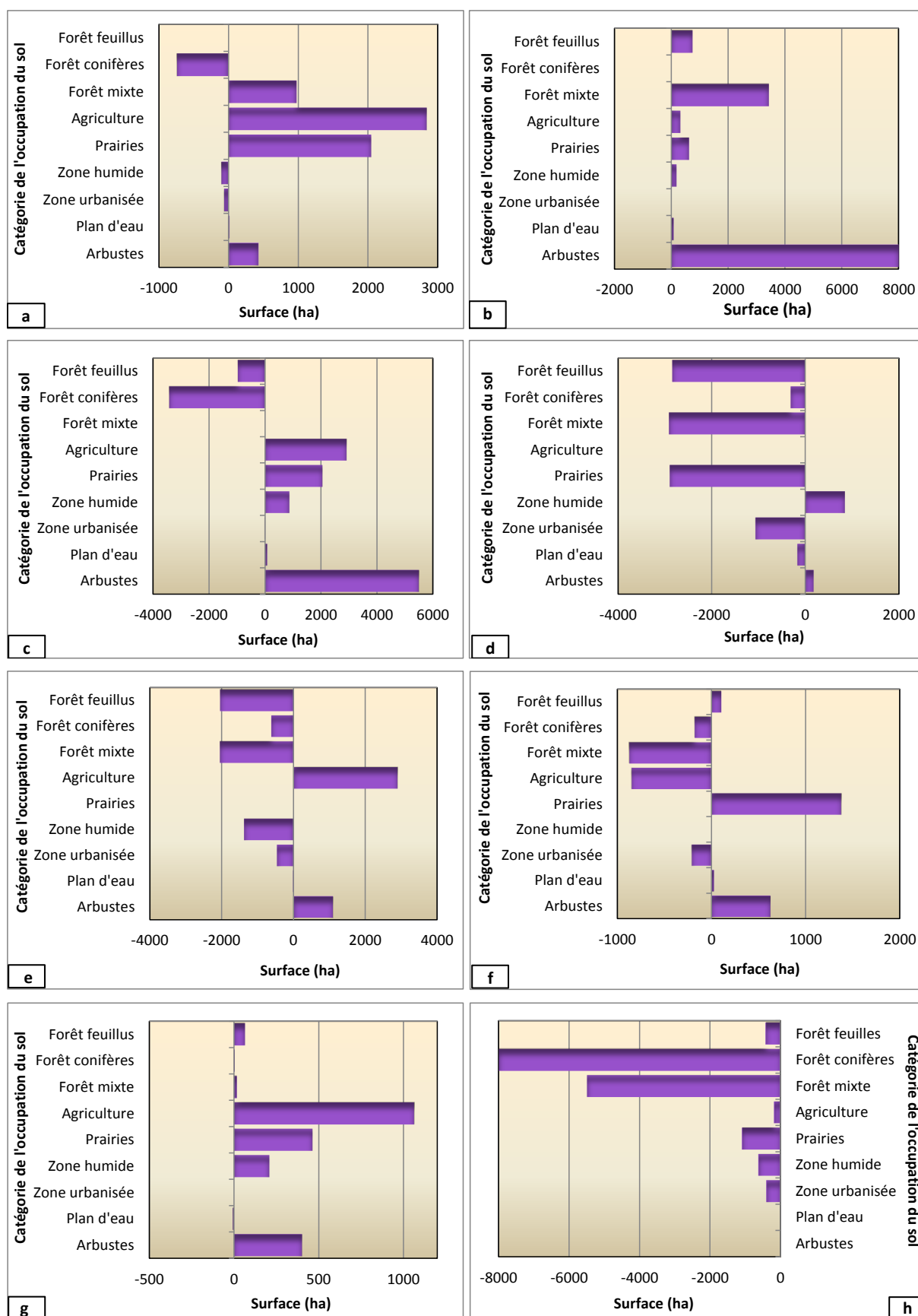
Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 14: Gains et pertes de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain sur la période de 1992 à 2000



Source : V-T Nghiem, 2011

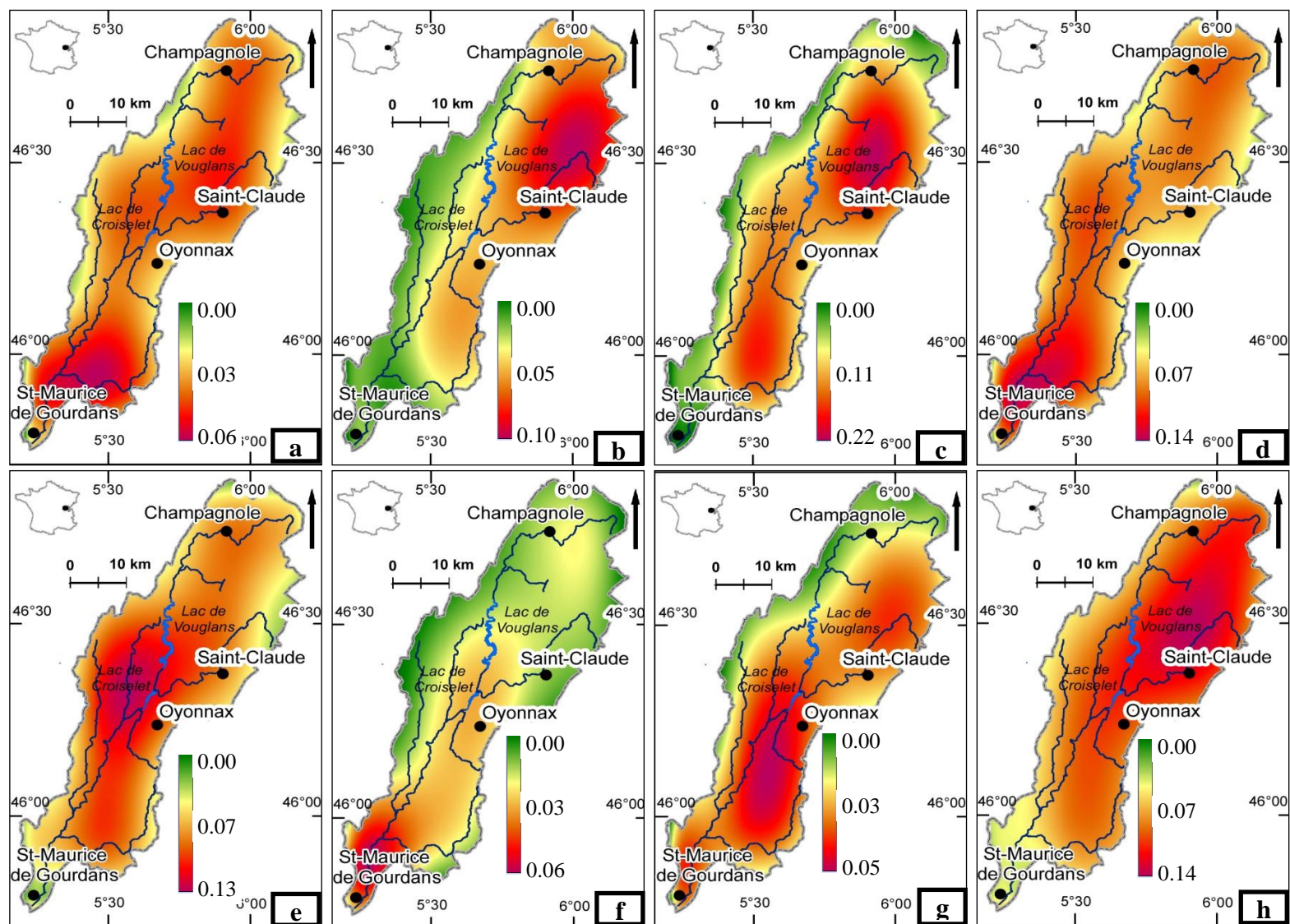
Figure 2. 15: Changement net de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain entre 1992 et 2000



(a) Feuillus; (b) Conifères; (c) Forêt mixte; (d) Agriculture; (e) Prairies; (f) Zone humide; (g) Zone-urbanisée; (h) Arbustes.

Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2.16 : Contributions du changement net des catégories de l'occupation des sols



(a) Feuillus; (b) Conifères ; (c) Forêt mixte ; (d) Agriculture ; (e) Prairies ; (f) Zone humide ; (g) Zone urbanisée ; (h) Arbustes. Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 17: Tendence du changement entre des catégories de l'occupation des sols de 1992 à 2000

b. Modélisation du potentiel de transitions

La modélisation du potentiel de transitions est effectuée en trois étapes : création du sous-modèle de transition (transition sub-model), évaluation de la qualité des variables explicatives et fonctionnement du sous-modèle de transition.

Création du sous-modèle de transition

La première étape est consacrée à la construction du sous-modèle de transition qui permettra ainsi l'introduction des variables sur lesquelles se produiront des transitions potentielles. Dans cette étude, nous avons déterminé 25 transitions possibles entre l'occupation des sols de 1992 et 2000. Deux options pour la modélisation des transitions potentielles sont proposées : le Perceptron Multi-Couche (PMC) ou la Régression logistique (ReLog).

Plusieurs études ont montré que le PMC peut fournir de bons résultats avec une précision des cartes prédictives supérieure à 85% [Dadhich et Hanaoka, 2010 ; Nghiem et Nedjai, 2011, Nghiem, Nedjai et al., 2013]. Dans leurs études, Judex et al, (2006), de Zeng et al, (2008) ont utilisé l'option ReLog pour la prédiction du changement de l'occupation des sols de l'Est Africain et de la Chine. Ces études ont montré que la précision des cartes prédictives est supérieure respectivement à 73% et à 87%. Une étude récente a montré que la précision obtenue par la méthode ReLog (86%) est plus élevée que celle obtenue par la méthode PMC (80.27 %) [Oñate-Valdivieso et Sendra, 2010].

Cependant, en général, les précisions des cartes prédictives obtenues par ces deux options ne sont pas significativement différentes. Par conséquent, elles peuvent être utilisées indifféremment l'une et l'autre. Dans le cadre de notre étude, l'utilisation de la méthode PMC a paru un choix raisonnable pour trois raisons : le PMC nécessite moins de données [Atkinson et Tatanall, 1997 ; Martinuzzi et al., 2007 ; Dadhich et Hanaoka, 2010], le volume de calcul est moins important que pour la ReLog, et il est le meilleur dans la modélisation des transitions [Eastman, 2009].

Evaluation de la qualité des variables explicatives

La deuxième étape permet d'explorer la puissance potentielle des variables explicatives qui sont considérées comme importantes dans le processus de prédiction. Elle permet également de calculer l'indice de Cramer's V et la probabilité associée. Les variables explicatives représentent les facteurs qui peuvent affecter le changement de l'occupation du sol tels que le MNT, la pente, le réseau routier, le réseau hydrographique, etc. La puissance potentielle des variables explicatives est évaluée à l'aide des outils de transformation variable. Dans le module LCM, les outils proposés sont dénommés : « évidence de vraisemblance », « logarithmique naturel », « exponentielle », « logit », « racine carrée » et « puissance » [Eastman, 2009]. Ces outils lient les changements de l'occupation des sols observés aux variables explicatives. Celles-ci ont été sélectionnées en fonction de leur potentiel explicatif, et évaluées grâce au coefficient de Cramer's V, utilisé dans ce cas comme une valeur de probabilité associée à la variable explicative. Une valeur élevée de ce coefficient marque l'importance de cette variable explicative. Ainsi, une valeur supérieure ou égale à 0.15 est considérée comme acceptable. Au-delà de 0.4, les variables explicatives sont considérées comme très satisfaisantes [Eastman, 2009].

Huit variables explicatives ont été évaluées : la distance autour du réseau routier, la distance autour du réseau hydrographique, la distance autour des agglomérations, le MNT, la pente, l'aspect, les type de sol, les précipitations.

Le tableau 2.24 présente les coefficients de Cramer's V des variables explicatives déterminées. Ces coefficients montrent les niveaux d'association qui existent entre les

variables explicatives et l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain. Dans ce tableau, V_{Global} indique le coefficient de Cramer's V global et $V_1, V_2 \dots V_9$ les coefficients de Cramer's V pour les différentes catégories (Feuillus, Conifères, ... Arbustes). Il montre que les distances au réseau routier, au réseau hydrographique et des agglomérations sont des variables explicatives moins importantes pour la répartition des catégories de l'occupation du sol. Leurs coefficients globaux de Cramer's V sont inférieurs à 0.10. A titre d'exemple, une association très limitée entre la distance au réseau hydrologique et les catégories de l'occupation du sol a été enregistrée (V_{global} vers 0.07). Leur coefficient de Cramer' V pour toutes les catégories sont inférieurs à 0.15, en particulier pour la forêt de feuillus (0.00), la forêt de conifères (0.03) et les zones urbanisées (0.03).

La corrélation la plus élevée est enregistrée pour la pédologie ($V_{\text{global}} = 0.45$) ; elle indique la forte contribution des sols dans la répartition des catégories de l'occupation du sol. Ceci est cohérent avec la distribution réelle de la végétation dans le bassin versant de l'Ain. A ce titre, dans ce bassin, la forêt de conifères est concentrée principalement sur le sol carbonaté, la forêt de feuillus sur le sol brun calcaire à mull, l'agriculture et les prairies sont en majorité sur le sol brun eutrophique à mull, etc.

La topographie, les terres forestières et agricoles affichent une très bonne corrélation (V supérieur 0.5). A l'inverse, la pente affiche une association limitée avec la forêt de feuillus ($V_1=0.00$), mais une corrélation assez élevée avec les terres agricoles, les prairies et les plans d'eau ($V_4 = 0.45, V_5= 0.48$ et $V_8= 0.47$). L'aspect a une association limitée avec les terres à dominante arbustive ($V=0.11$) tandis qu'il est relativement très bien corrélé avec les terres agricoles et les plans d'eau ($V = 0.63$ et 0.78).

Avec le coefficient V_{global} supérieur à 0.3, les précipitations annuelles montrent également une importante association avec l'occupation du sol. Elles ont un impact significatif sur la distribution des forêts de conifères ($V=0.572$) et des terres agricoles ($V=0.642$).

Les évaluations vues ci-dessus montrent que les variables explicatives étudiées et l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain sont relativement assez bien corrélées. Ces variables jouent un rôle sans conteste important dans la distribution de la végétation dans la zone d'étude. Elles seront par conséquent toutes utilisées dans le sous-modèle pour la modélisation prédictive de l'occupation du sol.

Tableau 2. 24: Coefficients de Cramer's V des variables explicatives

Variable explicative	V_{Globale}	V_1	V_2	V_3	V_4	V_5	V_6	V_7	V_8	V_9
Distance du réseau hydrographique	0.07	0.00	0.03	0.11	0.09	0.09	0.04	0.03	0.06	0.09
Distance du réseau routier	0.10	0.00	0.04	0.18	0.16	0.20	0.04	0.03	0.09	0.01
Distance des agglomérations	0.10	0.00	0.07	0.08	0.12	0.12	0.04	0.02	0.22	0.03
MNT	0.32	0.43	0.57	0.50	0.64	0.56	0.09	0.18	0.45	0.16
Pente	0.28	0.00	0.19	0.37	0.46	0.48	0.25	0.13	0.47	0.45
Aspect	0.37	0.21	0.32	0.50	0.63	0.24	0.13	0.59	0.78	0.11
Précipitations annuelles	0.33	0.43	0.57	0.50	0.64	0.26	0.13	0.48	0.45	0.16
Types de sol	0.45	0.35	0.67	0.59	0.72	0.27	0.15	0.79	0.58	0.21

(1) Feuillus; (2) Conifères ; (3) Forêt mixte ; (4) Agriculture ; (5) Prairies ; (6) Zone humide ; (7) Zones urbanisées ; (8) Plan d'eau ; (9) Arbustes.

Source : V-T Nghiem, 2011

Fonctionnement du sous-modèle de transition

Dans cette dernière étape, le sous-modèle de transition modélise les transitions définies à l'aide de l'option de Perceptron Multi-Couche (PMC). Le fonctionnement de ce sous-modèle permet d'extraire des échantillons à partir de deux cartes initiales de l'occupation des sols qui ont subi les transitions en cours de modélisation, ainsi que les zones qui étaient susceptibles de changer. Dans le processus de ce fonctionnement, plusieurs paramètres (tableau 2.25) peuvent être modifiés pour améliorer les résultats de modélisation. Le fonctionnement du sous-modèle de transition sera considéré comme acceptable si son taux de précision atteint au moins 75% [Eastman, 2009]. Une fois le fonctionnement du sous-modèle de transition terminé, les cartes potentielles de transitions seront créées.

Dans notre étude, les valeurs optimales pour le fonctionnement du sous-modèle de transition sont présentées dans le tableau 2.25 et leurs précisions dans le tableau 2.26. Ce dernier montre que les valeurs d'EMQ (erreur moyenne quadratique) de la formation sont relativement faibles. Elles ont passées de 0.48 (avant le calage) à 0.1445 (après le calage). La stabilité est atteinte à la 7500^{ème} itération. Ce tableau montre également que la précision globale de calage du sous-modèle est satisfaisante. La précision atteinte au bout de 7000^{ème} itérations est égale à 76.63% et est plus élevée que le minimum recommandé (75%).

Les résultats obtenus suite au fonctionnement du sous-modèle de transition permettent de créer les cartes de potentiels de transitions qui seront utilisées pour générer des cartes prédictives de l'occupation des sols à l'aide de la Chaîne de Markov. Ces transitions sont présentées dans l'Annexe B.

Tableau 2. 25 : Valeurs optimales utilisés pour le calage du sous-modèle de transition

Paramètres	Valeur défaut	Valeur optimale	Paramètres	Valeur défaut	Valeur optimale
Taille maximale de l'échantillon	8415	7000	Taux d'apprentissage à la fin	0.0001	0.00012
Nombre des variables	-	9	Facteur Momentum	0.5	0.4
Nœuds de couche	20	18	Sigmoïde constante	1.0	1.0
Taux d'apprentissage au début	0.001	0.00114	Nombre d'itérations (fois)	10000	7500

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2. 26: Résultats obtenus d'après le calage du sous-modèle de transition

Critères d'arrêt		Surveillance d'erreur	
Paramètres	Valeur demandée	Paramètres	Valeur obtenue
EMQ	<0.01	Taux d'apprentissage	0.0005
EMQ de la formation	<0.48	EMQ de la formation	0.1445
EMQ de la teste	<0.48	EMQ de la teste	0.1444
Taux d'exactitude	>75%	Taux d'exactitude	76.63%

Source : V-T Nghiem, 2011

c. Prédiction de l'évolution de l'occupation des sols

La troisième partie du processus est la création des cartes prédictives de l'occupation des sols. Ces cartes sont générées en utilisant les cartes de potentiels de transition (suite au fonctionnement du sous-modèle de transition), en suivant deux étapes : demande de modélisation des changements et génération d'une carte prédictive.

Demande de modélisation des changements de l'occupation du sol

Cette étape nous permet de déterminer la quantité de changement qui se produira à un certain moment dans l'avenir à l'aide du processus de prédiction de la chaîne de Markov.

L'application de la chaîne de Markov a plusieurs hypothèses [Stewart,. 1994]. Mais, une des hypothèses acceptée largement est de considérer l'occupation du sol et son changement comme un processus stochastique, et les différentes catégories sont les états d'une chaîne de Markov [Haan,. 1977 ; Stewart,. 1994 ; Griffiths,. 2010; Mubea et al,. 2010]. Une chaîne est définie comme un processus stochastique, si elle a la valeur (X_t) du processus à un moment t , que cette valeur ne dépend que de sa valeur (X_{t-1}) au temps $t-1$, et ne dépend pas de la séquence de valeurs $X_{t-2}, X_{t-3}, \dots, X_0$ (les valeurs du processus sont aux temps avant le temps $t-1$). Cette chaîne peut être exprimée comme suit:

$$P\{X_t=a_j|X_0=a_0, X_1=a_1, \dots, X_{t-1}=a_i\} = P\{X_t=a_j|X_{t-1}=a_i\} \quad (2.2)$$

Avec :

X_0, X_1, \dots, X_{t-1} : valeurs observées de la chaîne dans le temps discret (0, 1, 2...t-1).

La matrice $P\{X_t=a_j | X_{t-1}=a_i\}$ est connue comme une probabilité de transition. Elle indique la probabilité qu'un procédé effectue une transition de l'état a_i à l'état a_j dans une période de temps. Après (L) étapes nécessaires sont effectués pour réaliser cette transition, la matrice $P\{X_t=a_j | X_{t-1}=a_i\}$ est appelée la probabilité de transition de (L)-étapes ($P_{ij}^{(L)}$). Si la $P_{ij}^{(L)}$ est indépendante du temps et elle ne dépend que des paramètres a_i, a_j , et (L).

Après le fonctionnement de la chaîne de Markov pour la prédiction de l'occupation du sol dans le temps $t+1$, une matrice de probabilités de transition au même temps sera créée. Cette matrice donne les probabilités de changement des catégories.

Dans cette étude, la chaîne de Markov est d'abord appliquée pour déterminer les potentiels de transition à l'horizon 2010. Son résultat est une matrice des probabilités de transition pour la même date (tableau 2.27). Dans cette matrice, les colonnes correspondent aux catégories de l'occupation du sol prévues pour 2010 et les lignes correspondent à celles de 2000. Les valeurs sur la diagonale principale de cette matrice indiquent la stabilité pour chaque catégorie de l'occupation du sol et varient entre 0.0 et 1.0. Les valeurs proches de 1.0 montrent une grande stabilité pour les catégories de l'occupation du sol ; à l'inverse, celles proche de 0.0 montrent des changements importants.

Le tableau 2.27 montre également que les changements de l'occupation des sols peuvent arriver à toutes les catégories à l'horizon 2010. Parmi ces catégories, les probabilités de changement pour les zones d'arbustes, de prairies et de zones humides sont assez élevées (valeurs sur la diagonale principale de la matrice inférieures 0.5) ; tandis que les changements pour les forêts mixtes, les terres agricoles et le plan d'eau sont relativement faibles (valeurs supérieures 0.7).

Génération d'une carte prédictive

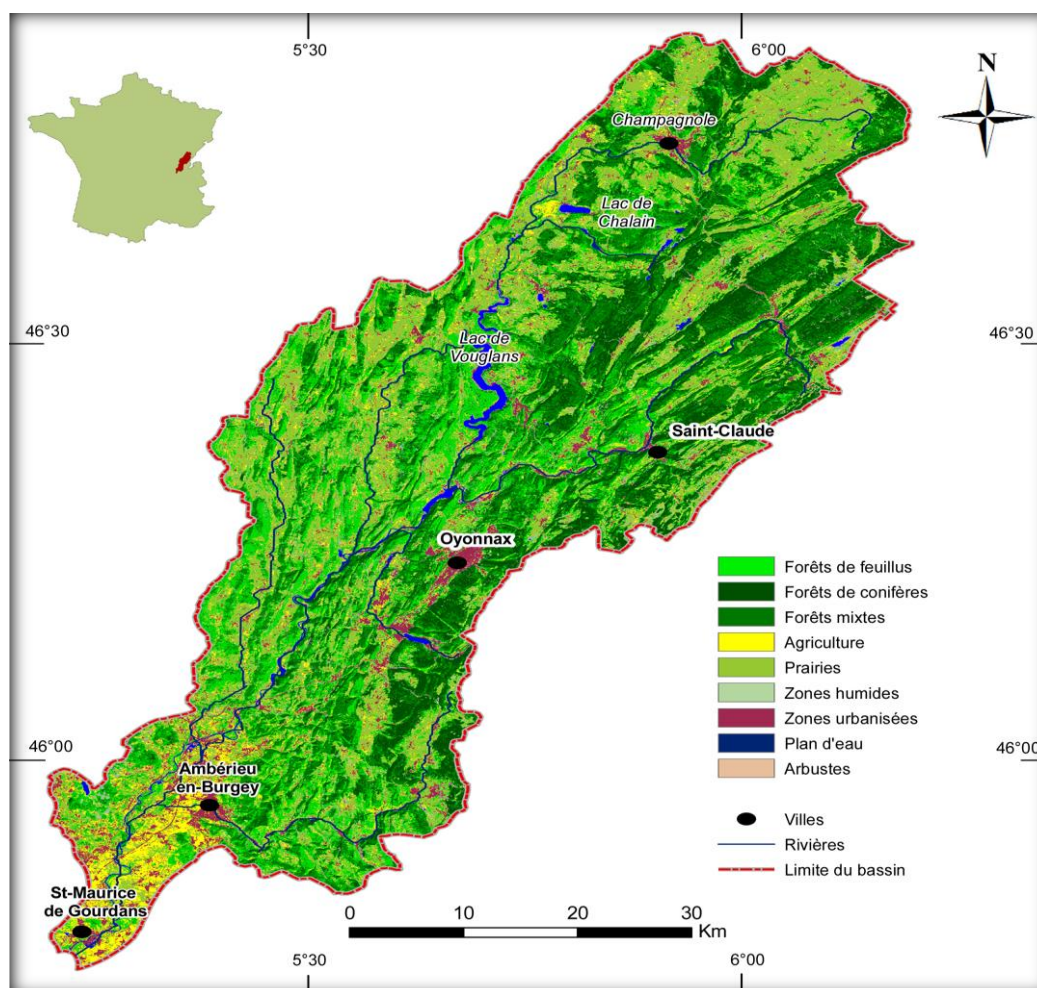
Sur la base de la matrice des probabilités de transition obtenue (tableau 2.27), la carte prédictive de l'occupation du sol à l'horizon 2010 pour le bassin versant de l'Ain a été générée (Figure 2.18). Cette carte contient les mêmes catégories de l'occupation du sol que celles initiales (cartes de 1992 et 2000).

Tableau 2. 27 : Matrice des probabilités de transition de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant de l'Ain

		Occupation du sol pour 2010								
Occupation du sol de 2000	Catégories	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	0.7228	0	0.1875	0.0511	0.0231	0.0074	0.0001	0.0005	0.0075
	2	0.0025	0.7696	0.1951	0.0033	0.0058	0.0035	0	0	0.02
	3	0.0137	0.0839	0.8446	0.0108	0.0224	0.0019	0	0.0001	0.0227
	4	0.0184	0.0026	0.0172	0.886	0.0439	0.006	0.0197	0.0016	0.0046
	5	0.1618	0.0059	0.0828	0.2437	0.4255	0.0454	0.0037	0.0013	0.0299
	6	0.0097	0.0015	0.003	0.0886	0.0401	0.8488	0.0075	0.0002	0.0006
	7	0	0.0002	0.0015	0.088	0.0003	0.0005	0.9085	0.0004	0.0006
	8	0.0057	0.0019	0.0571	0.0264	0.0282	0.0037	0.0019	0.8601	0.0149
	9	0.0026	0.2659	0.1131	0.002	0.0994	0.0137	0.0536	0.0056	0.4441

(1) Feuillus; (2) Conifères; (3) Forêt mixte; (4) Agriculture; (5) Prairies; (6) Zone humide; (7) Zone urbanisée; (8) Plan d'eau; (9) Arbustes.

Source : V-T Nghiem, 2011



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 18 : Carte prédictive de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant de l'Ain

d. Validation du modèle LCM

L'élaboration de la carte prédictive de l'occupation du sol à l'horizon 2010 du bassin versant de l'Ain et sa comparaison à la carte de référence pour la même date, a permis de valider le modèle. La validation est effectuée par l'évaluation des précisions individuelles des différentes catégories, du coefficient Kappa et finalement de la précision globale de la carte

prédictive. Cette carte sera considérée comme acceptable si la précision est au moins égale à 85% [Anderson et al., 1971 ; Eastmans, 2009].

Le tableau 2.28 présente les précisions de la production et de l'utilisateur pour chaque catégorie de l'occupation du sol pour 2010. Pour résumer les résultats, une précision globale supérieure 89% et un coefficient Kappa de 0.88 sont atteints. Ce même tableau montre que la catégorie ayant la meilleure précision de la production (producer's accuracy) est celle des plans d'eau, avec 96,84%. Les terres agricoles, les forêts de conifères et les zones urbanisées affichent des précisions également élevées, respectivement 90.66%, 87.78% et 85.01%. Par contre, la classe des prairies enregistre une précision relativement plus basse de 72.37%.

En ce qui concerne la précision de l'utilisateur (user's accuracy), les catégories des conifères, des forêts mixtes et des zones urbanisées sont correctement prédites avec une précision de 95.49%, 84,07% et 98.65%, respectivement. La catégorie des prairies enregistre une faible précision de l'ordre 66.03%.

Les valeurs de précision consignées dans le tableau 2.28 montrent que la précision de la carte prédictive de l'occupation du sol de 2010 est assez élevée. Elles montrent que la précision globale et le coefficient Kappa de cette carte dépassent 89% et 0.88, respectivement ; ce qui rend le traitement acceptable et le modèle viable pour la prédiction.

Tableau 2. 28 : Précision de la validation entre les cartes réelles et prédictives de 2010

Catégories	Précision de producteur (%)	Précision de l'utilisateur (%)	Erreurs de commission (%)	Erreurs d'omission (%)
Forêt de feuillus	83.90	79.31	20.69	16.10
Forêt de conifères	87.78	95.49	4.51	12.22
Forêt mixte	82.73	84.07	15.93	17.27
Agriculture	90.66	82.61	17.39	9.34
Prairies	72.37	66.03	33.97	27.63
Zones humides	84.93	81.27	18.73	15.07
Zones urbanisées	85.01	98.65	1.35	14.99
Plan d'eau	96.84	75.17	24.83	3.16
Forêt ouverte	79.39	75.62	24.38	20.61
Précision globale (%)	89.35			
Coefficient de Kappa	0.8861			

Source : V-T Nghiem, 2011

e. Génération des scénarios de l'occupation des sols

Après validation du modèle, les cartes prédictives à moyen et long termes seront générées sur la base des différents paramètres préalablement définis.

Dans notre étude publiée en 2013, nous avons montré que la carte prédictive de 2010 générée à partir des cartes de l'occupation des sols de 1975 et 1992 a une précision supérieure à 80% et un coefficient Kappa supérieur à 0.80 [Nghiem, Nedjai et al., 2013] (c.f Annex E). Cette précision a validé la stabilité du modèle LCM pour la réalisation de scénarios de l'occupation des sols pour les 20 prochaines années. Donc, elle nous permet d'appliquer ce modèle pour la prédiction de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain à l'horizon de 2020 et 2030 à l'aide des cartes de référence de 2000 et 2010 ainsi que des variables explicatives définies (données dans le tableau 2.24).

Le tableau 2.29 présente la matrice des probabilités de transitions à l'horizon de 2030. Ce tableau montre également qu'entre 2010 et 2030, les zones forestières et les zones urbanisées continueront de s'étendre, tandis que les terres agricoles et les zones d'arbustes diminueront.

- la surface des forêts feuillues peut avoir 13% de chance d'évoluer vers les autres catégories comme : la forêt mixte (probabilité de 10.94%), les terres agricoles (probabilité d'environ 1%) et les prairies (probabilité de près de 1%) ;
- la surface de conifères a un coefficient de stabilité supérieur de 0.955. Ce coefficient signifie que 95.50% de la surface de conifères ne changeront pas, 4.5% seulement se passeront à d'autres catégories. A titre d'exemple, environ 2.13% de sa surface passeront en forêt mixte et 1.37% en zone urbanisée ;
- 18% des forêts mixtes peuvent se changer en d'autres catégories, telles que les forêts feuillues (8.12%), les conifères (7.02%) et les zones d'arbustes (1.06%) ;
- 49% des terres agricoles ont une grande probabilité de transition vers les autres catégories. Elles peuvent se changer principalement en forêts de feuillus (16.58%), en prairies (14.93%), en forêts mixtes (5.48%), en zones urbanisées (4.5%) et en zones humides (3.72%). La transformation des terres agricoles en forêts de feuillus est un processus lent qui passe d'abord par une transformation en prairies et puis une transformation des prairies en feuillus.
- les zones humides se transforment principalement en prairies (22.4%), en terres agricoles (1.78%) et en peuplements de feuillus (1.56%).
- enfin, la catégorie d'arbustes peut diminuer très significativement. Elle n'a plus qu'une probabilité de 0.27 de se conserver, et donc 73% de chance de changer. Les transitions majeures peuvent se faire vers : des forêts feuillues (1.33%), des peuplements de conifères (36.76%), des forêts mixtes (16.36%), des prairies (8.93%) et des zones urbanisées (7.60%). Parmi ces transitions, la transition vers la forêt de conifère reste la plus importante. Elle peut être un résultat de boisement qui a eu lieu durant la période de 1975 à 2010.

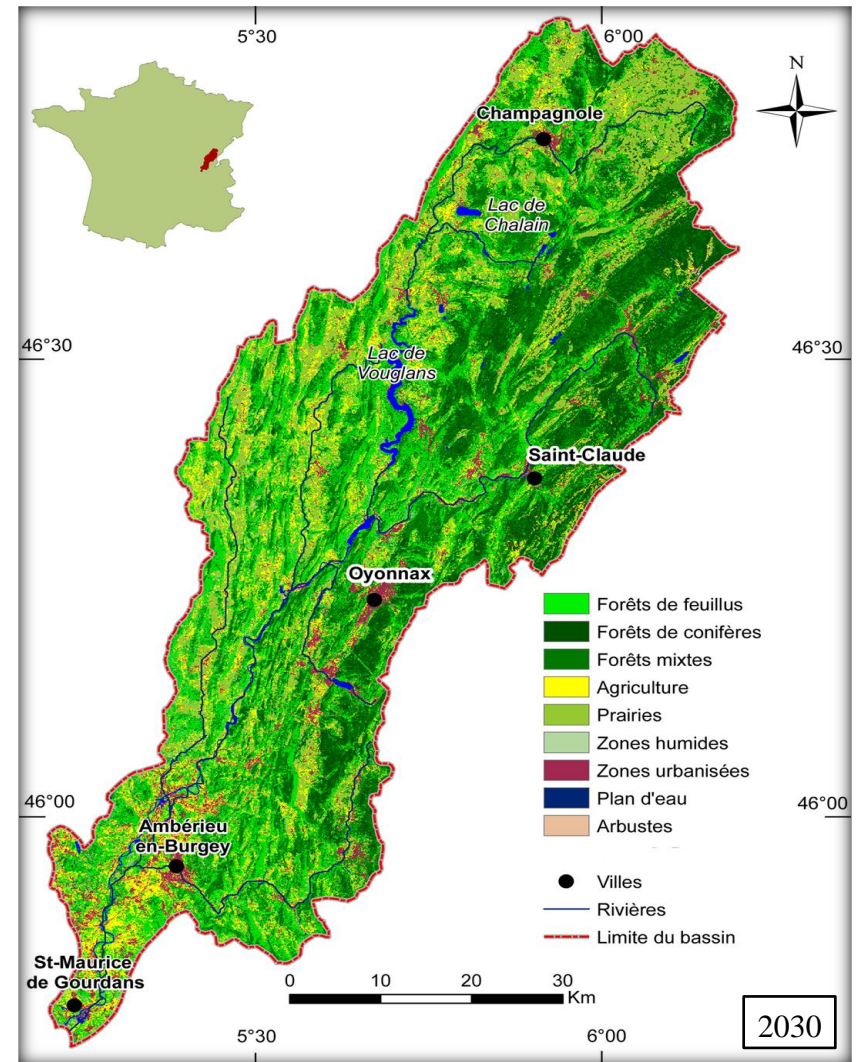
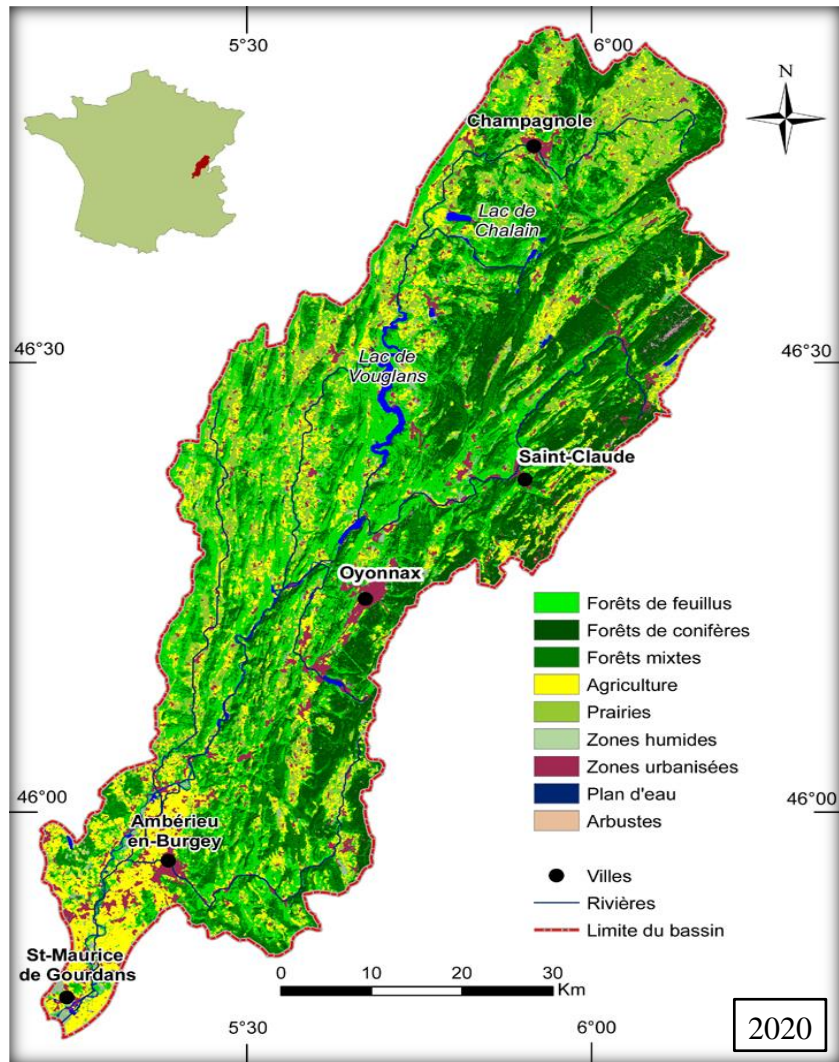
Tableau 2. 29 : Matrice des probabilités de transitions de l'occupation du sol pour 2030

		Occupation du sol pour 2030								
Occupation du sol de 2010	Catégories	Cl.1	Cl.2	Cl.3	Cl.4	Cl.5	Cl.6	Cl.7	Cl.8	Cl.9
	Cl.1	0.8652	0.0018	0.1094	0.0075	0.0079	0.0001	0.0034	0.0001	0.0045
	Cl.2	0.0041	0.9555	0.0213	0.0013	0.0001	0.0005	0.0137	0.0002	0.0033
	Cl.3	0.0812	0.0702	0.8238	0.0035	0.0025	0.0026	0.0055	0.0003	0.0106
	Cl.4	0.1658	0.0036	0.0548	0.5177	0.1697	0.0372	0.0450	0.0018	0.0044
	Cl.5	0.0985	0.0180	0.0585	0.1493	0.6358	0.0084	0.0266	0.0016	0.0033
	Cl.6	0.0156	0.0015	0.0049	0.0178	0.2240	0.7223	0.0065	0.0034	0.0040
	Cl.7	0.0039	0.0002	0.0052	0.0032	0.0042	0.0060	0.9736	0.0033	0.0004
	Cl.8	0.0047	0.0051	0.0010	0.0344	0.0005	0.0099	0.0667	0.8772	0.0005
	Cl.9	0.0133	0.3676	0.1636	0.0085	0.0893	0.0079	0.0760	0.0047	0.2692

Cl.1-Feuillus ; Cl.2-Conifères ; Cl.3-Forêt mixte ; Cl.4-Agriculture ; Cl.5-Prairies ; Cl.6-Zone humide ; Cl.7-Zone urbanisée ; Cl.8-Plan d'eau ; Cl.9-Arbustes.

Source : V-T Nghiem, 2011

La carte prédictive de l'occupation du sol à l'horizon 2020 et 2030 pour le bassin versant de l'Ain est présentée dans la figure 2.19. Cette carte nous permet d'observer les variations spatiales de l'occupation du sol sur ce bassin versant. Elle montre que l'expansion des zones urbanisées est assez forte autour de grandes villes tels que Champagnole, Yonnax, Ambérieu-en-Bugey, etc. Les terres agricoles en aval du bassin versant peuvent être progressivement remplacées par des prairies. A l'est du bassin versant, les zones forestières peuvent se développer pour remplacer des zones d'arbustes.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 19 : Carte prédictive de l'occupation du sol pour 2020 et 2030 du bassin versant de l'Ain

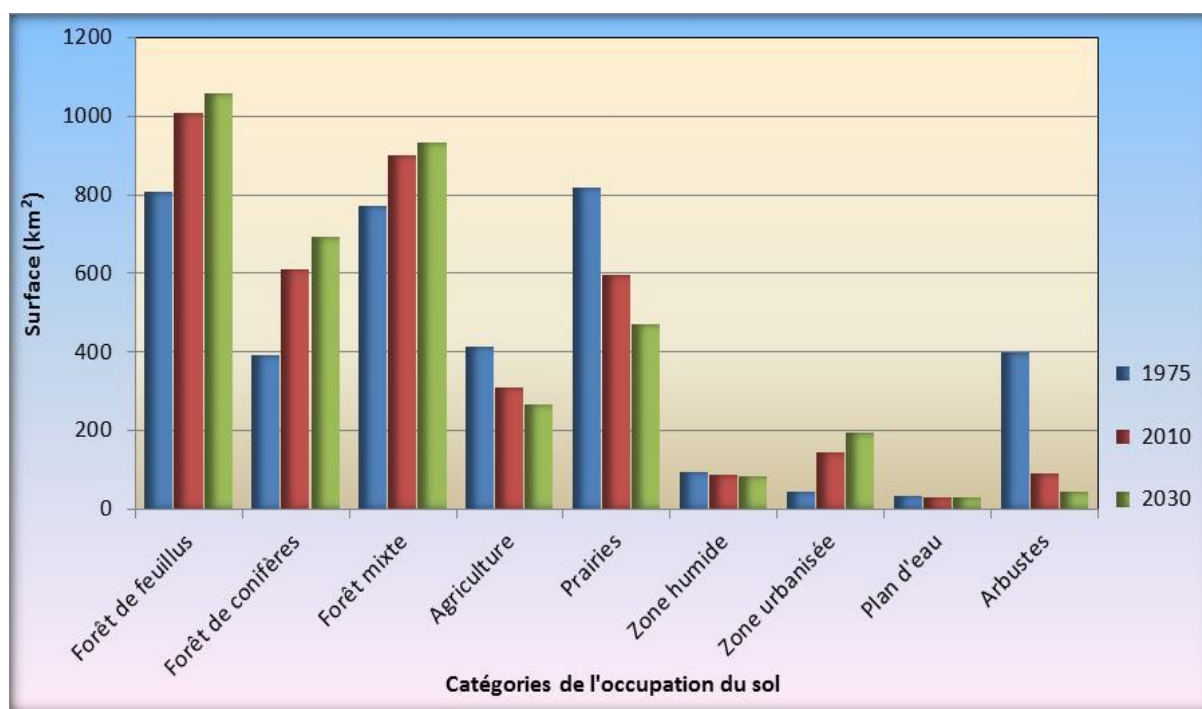
2.3.4 Analyse diachronique de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

Le tableau 2.30 et la figure 2.20 présentent l'évolution de l'occupation du sol sur deux périodes : (1975 à 2010) et (2010 à 2030). Ils montrent églement que sur ces deux périodes retenues pour le bassin versant de l'Ain, les terres forestières et les zones urbanisées augmentent très significativement de 1975 à 2010. Cette tendance persiste sur la période de 2010 à 2030. Les terres agricoles et les zones d'arbustes ont diminué entre 1975 et 2010 ; elles peuvent continuer à diminuer pour la période 2010-2030. Les zones humides et les plans d'eau restent stables.

Tableau 2. 30 : Analyse du changement de l'occupation des sols de 1975 à 2030

Catégories	Surface 1975 (km ²)	Surface 2010 (km ²)	Surface 2030 (km ²)	1975-2010		2010-2030	
				Superficie	%	Superficie	%
Forêt de feuillus	807.84	1004.96	1058.14	197.12	24.40	53.18	5.29
Forêt de conifères	389.68	609.66	692.64	219.99	56.45	82.97	13.61
Forêt mixte	768.55	898.88	931.15	130.33	16.96	32.27	3.59
Agriculture	413.36	308.69	264.07	-104.67	-25.32	-44.62	-14.46
Prairies	818.50	596.20	469.31	-222.30	-27.16	-126.89	-21.28
Zones humides	94.55	84.92	82.47	-9.63	-10.19	-2.45	-2.88
Zones urbanisées	45.17	142.76	194.88	97.59	216.06	52.12	36.51
Plan d'eau	31.50	30.76	30.14	-0.73	-2.32	-0.62	-2.03
Arbustes	397.61	89.90	43.94	-307.71	-77.39	-45.96	-51.12

Source : V-T Nghiem, 2011



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2. 20 : Evolution de l'occupation du sol de 1975 et 2030

2.4. Conclusion chapitre 2

La classification supervisée d'objets sur la base de zones d'entraînement déterminées par les photo-interprétations et l'expérience de l'observation sur le terrain, est la méthode la plus adéquate pour la classification de l'occupation des sols de la zone d'étude en utilisant les images satellites. Les comparaisons des interprétations aux données de référence, montrent que cette méthode permet d'acquérir et d'élaborer des cartes précises de l'occupation des sols. Les résultats montrent également que les cartes de l'occupation des sols de 1975, 1992, 2000 et 2010 sont correctement classifiées avec des précisions respectives de l'ordre de 85.67%, 91.10%, 91.73% et 86.54%.

Les catégories choisies et leurs définitions sont le résultat d'une combinaison entre des connaissances de la zone d'étude, des utilisateurs potentiels des cartes et des informations des images Landsat. Ce résultat a permis d'obtenir un ensemble de catégories d'occupation du sol précis, complet mais aussi pratique, pertinent et concret par rapport à la modélisation de la ressource en eau et à la prédiction du changement de l'occupation des sols.

A travers l'analyse des changements temporels et spatiaux de l'occupation des sols sur la période 1975-2010, nous avons déterminé les dynamiques régionales du changement de l'occupation des sols et les raisons qui provoquent ce changement. Cette analyse montre que les évolutions de l'occupation des sols pour le bassin versant de l'Ain sont importantes. Elle montre également l'expansion de surface des zones forestières à l'amont du bassin versant, tandis que les zones agricoles régressent nettement pour la partie en aval.

Nous avons présenté une synthèse des méthodes communément utilisées dans les logiciels de prédiction du changement de l'occupation du sol. A travers cette synthèse, nous avons vu l'importance de la Chaîne de Markov pour la prédiction du changement de l'occupation des sols. De ce constat, nous avons proposé l'utilisation du modèle LCM (Land Change Modeler) basé sur le formalisme Markovien, car ce modèle peut prendre en compte les interactions locales pour définir les potentiels de transitions.

Une des options du modèle LCM que nous avons utilisée, est le PMC (Perceptron Multi-Couche) avec la solution optimale par l'algorithme de Markov. Cette méthode permet de prendre en compte les facteurs d'origine anthropique et naturelle pour la prédiction de l'occupation des sols. Ces facteurs ont permis, premièrement, d'évaluer les corrélations entre les variables explicatives et les catégories de l'occupation des sols, et deuxièmement, d'assurer une bonne précision de la modélisation des potentiels de transitions.

Les résultats obtenus sur la phase de calage du sous-modèle de transitions ont permis de valider la carte prédictive à l'aide du modèle LCM par rapport à la carte de référence. Dans cette phase, les cartes de l'occupation des sols de 1992 et 2000 ont été utilisées. La carte prédictive est correcte sur le plan de la précision globale (plus de 89%). Par ailleurs, en utilisant les cartes de l'occupation des sols de 1975 et 1992, nous avons généré une autre carte prédictive de l'occupation du sol pour 2010 (prédiction pour les 18 prochaines années). La précision globale de cette carte est supérieure à 80%. Cela montre que le modèle LCM peut assurer une stabilité dans la prédiction des changements de l'occupation des sols pour les 20 prochaines années.

Enfin, nous avons généré les scénarii de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain à l'horizon 2020 et 2030 en utilisant les cartes de référence de 2000 et 2010. Les résultats obtenus montrent que les zones urbanisées et la superficie forestière continueront à augmenter ; les terres agricoles, les prairies et les arbustes peuvent diminuer tandis que les plans d'eau et les zones humides seront stables. Ils montrent également que l'évolution globale de l'occupation des sols peut se produire dans l'ensemble du bassin versant.

Cependant, le niveau de l'évolution de l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant peut être différent entre l'amont et l'aval. L'expansion de la forêt de conifères aura lieu principalement dans le haut du bassin versant ; et l'évolution des terres agricoles aura lieu dans la partie aval du bassin versant.

Un de l'objectif important de la thèse est l'évaluation de l'impact du changement de l'occupation des sols sur l'évolution qualitative et quantitative de la ressource en eau à l'échelle du bassin versant. Les résultats obtenus détaillés dans ce chapitre seront donc une base importante pour la définition de la trajectoire empruntée par les plans d'eau et les rivières sous l'influence du changement de l'occupation des sols. L'appréciation de l'impact de ce changement à l'aide des cartes prédictives à l'horizon 2020 et 2030, fera l'objet des prochaines parties.

Chapitre 3 : Modélisation hydrologique du bassin versant de l'Ain

La modélisation du comportement hydrologique des bassins versants est incontournable dès lors que l'on s'intéresse à des problématiques relatives à la gestion de la ressource en eau ; l'aménagement du territoire ou l'une des différentes facettes du risque hydrologique [Singh et Woolhiser, 2002 ; Pechlivanidis, 2011]. Elle peut aussi fournir des informations exploitables pour le dimensionnement d'ouvrages hydrauliques, de protection contre les crues,

Toutefois, dans la réalité, il y a toujours les limitations relatives à la disponibilité de la ressource, aux techniques de mesure, et au manque de données spatio-temporelles. Par conséquent, nous avons par moment besoin d'extrapoler l'information à partir des mesures disponibles pour permettre la prédiction et/ou l'évaluation de l'impact probable de certaines actions dans le futur, à l'image du changement climatique, de l'occupation des sols, des activités anthropiques, etc. Dans ce cas, les modèles hydrologiques deviennent une solution quasi nécessaire mais non suffisante pour répondre tout au moins partiellement aux interrogations des gestionnaires et des décideurs. Ces solutions techniques peuvent augmenter leur potentiel de réponse par des couplages intelligents avec des outils de plus en plus performants comme les SIG. Ces derniers voient leur performance augmenter en permanence en se dotant de modules permettant la prévision et l'évaluation des impacts engendrés par certains changements.

Le recours aux modèles hydrologiques tente d'atteindre plusieurs objectifs qui dépendent des problèmes étudiés qui peuvent être résumés comme suit [Singh et Woolhiser, 2002 ; Pechlivanidis, 2011] :

- l'extrapolation de mesures ponctuelles dans l'espace et le temps,
- l'amélioration des connaissances fondamentales des systèmes hydrologiques actuels et l'évaluation de l'impact des changements (climatiques, l'occupation des sols) sur la ressource en eau,
- le développement et/ou l'amélioration de modèles pour la prise de décisions et/ou de gestion de la ressource (gestion de l'eau, restauration des zones humides, gestion de l'eau d'irrigation, restauration des écoulements, évaluation de la qualité de l'eau, et prévision et gestion des crues).

L'objectif de ce chapitre est double :

- faire une analyse rétrospective des types de modèles par passage en revue des résultats de nos recherches bibliographiques. Cette étape facilitera le choix d'une solution adaptée et la sélection du ou des modèle(s) qui peuvent répondre à nos objectifs de recherche.
- l'estimation de l'implication de l'échelle (spatiale et temporelle) dans la représentation des processus.
- En fin, une partie plus pratique sera consacrée à l'étape de calage, à l'évaluation des performances des modèles et à l'analyse des résultats.

3.1. Modèles hydrologiques : typologie et domaines d'application

Cette partie tente de donner une vision assez précise des solutions en termes de modèles hydrologiques disponibles qui pourraient répondre au mieux aux différentes interrogations que nous nous sommes posées et dont une large part émane des gestionnaires.

3.1.1. Typologie des modèles hydrologiques

De nombreux modèles hydrologiques ont été développés depuis la fin des années 60 [Crawford et Linsley, 1966]. Toutefois, quelques uns souffrent d'incertitudes dans leurs prévisions qui réduisent considérablement leur usage [Gnouma, 2006]. Par conséquent, le choix du type de modèle à utiliser dépend généralement de l'objectif et des données disponibles.

De nombreuses classifications de modèles hydrologiques existent dans la littérature basées sur leurs principales caractéristiques. Celles-ci peuvent être utilisées pour construire une classification [Singh, 1995 ; Ambroise, 1999]. En somme, la plupart des modèles hydrologiques sont des assemblages de modules ayant des propriétés différentes : un modèle hydrologique à base physique peut ainsi posséder certains modules empiriques par exemple et donc être à la frontière entre deux types de modèle hydrologique [Gnouma, 2006]. En outre, Singh (1995) a proposé trois critères pour classer les modèles hydrologiques :

- la description des processus,
- l'échelle spatio-temporelle,
- et la méthode utilisée pour résoudre les équations.

Selon la description des processus, on peut avoir plusieurs niveaux de classification : modèle global ou distribué déterministe ou stochastique...

Refsgaard et Storm (1995) classent les modèles hydrologiques en trois grandes catégories :

- les modèles empiriques,
- les modèles conceptuels,
- et les modèles distribués à base physique.

Refsgaard avance encore l'idée que les modèles hydrologiques peuvent être classés :

- en conceptuels ou physiques selon la description des processus physiques ;
- en globaux ou distribués selon la description spatiale des processus au niveau du bassin versant.

En raison de l'ambiguïté de certains critères (notion conceptuelle ou physique) une certaine confusion règne encore sur l'appartenance de tel ou tel modèle à une famille donnée.

Dans le cadre de cette étude, plusieurs modèles hydrologiques peuvent être testés et appliqués au bassin versant de l'Ain pour la modélisation principalement de la quantité, et secondairement de la qualité des eaux. Parmi ces modèles, certains appliqués sont très fortement limités à la recherche théorique, tandis que d'autres sont largement utilisés à la fois pour les besoins de recherche et de la gestion. Notre but ici n'est pas d'utiliser tous ces modèles, mais d'effectuer un choix adapté à nos objectifs de recherche.

a. Modèles hydrologiques globaux

Dans les modèles globaux, un bassin est considéré comme une unité dans sa forme globale (le bassin n'est pas discrétisé). Les phénomènes hydrologiques sont supposés homogènes dans l'espace, autrement dit, les éléments spatiaux hétérogènes, responsables de la forme de la réponse, sont ignorés dans la modélisation. Les valeurs des variables distribuées sont représentées par leur moyenne à l'échelle du bassin (par exemple l'évapotranspiration). Dans ce type de modèles, les processus sont normalement décrits sous forme d'équations simplifiées ou d'équations issues de raisonnements empiriques [Singh, 1995]. Dans cette catégorie nous pouvons ranger les modèles GR (**G**énie **R**urale), tels que GR3, GR4J [Dijatno et Michel, 1989; Laurent F, 1996 ; Varado N, 2004] ; le modèle SSARR [Speers, 1995], le modèle GARDENIA [Perrin, 2003] et le HEC-1 [Hydrologic Engineering Center, 1998].

b. Les modèles distribués

Les **modèles distribués** prennent explicitement en compte la variabilité spatiale des processus et/ou des variables d'entrées et/ou des conditions aux limites et/ou des caractéristiques du bassin versant. Ces modèles **spatialisés** sont mis en œuvre à partir d'une unité élémentaire discrétisée. Cette unité élémentaire peut être une maille carrée régulière ou irrégulière [Girard, 1981 ; Fortin, 1995], des triangles irréguliers, des tubes de courant [Grayson, 1992]. Ce sont souvent des modèles mécanistes à base physique dont les processus sont décrits au moyen de lois physiques. Ils permettent de simuler les débits en tout point de l'espace, dans la limite du maillage utilisé, et donc des apports latéraux tout au long du tronçon de rivière [Lerat, 2009].

L'approche distribuée offre au moins deux avantages : 1) elle peut mieux capturer la variabilité spatio-temporelle des composantes du cycle de l'eau et 2) elle permet d'étudier le changement d'échelle [Indatno, 2002]. Elle est par conséquent plus adaptée à nos recherches dans la mesure où elle constitue un moyen sans équivoque pour aborder par exemple la question d'évolution du système (effet du changement d'occupation du sol ou du changement climatique sur le bilan hydrologique) ou d'étudier l'effet de la variabilité spatiale des facteurs géographiques et météorologiques qui conditionnent la réponse des bassins versants [Steinebach, 2004 ; Estupina-Borrell, 2004 ; Lerat, 2009].

Dans ce groupe plusieurs modèles peuvent être rangés : MARTHE, MODCOU, SIM, CLSM, EROS, SOPHIE, TOPMODEL, HYDROTEL, TOPKAPI, SWAT, HEC-HMS, HEC-RAS MIKE-SHE, MIKE11, etc.

c. Les modèles hydrogéochimiques

Les modèles hydrogéochimiques sont globalement considérés comme des modèles complets qui peuvent être utilisés pour simuler simultanément la quantité et la qualité des eaux. Les principes de modélisation des débits de ces modèles sont similaires aux modèles distribués. Le volet qualité de l'eau est basé quant à lui sur des principes physiques et chimiques intégrant pour une large part des paramètres physico-chimiques des eaux.

Plusieurs modèles appartenant à ce groupe peuvent être cités : SAPHIQ [Alvarez, 1991], HIDROGEOQUIM [Fagundo, 2005], SAMA [Alvarez, 1990], WARMF (Watershed Analysis Risk Management Framework) [Chen et al., 2001], BIRKENES [Christophersen et al., 1982], TOUGH2 [Lawrence Berkeley National Laboratory, 1980].

3.1.2. Modélisation physico-chimique des eaux des bassins versants du Hérisson et de l'Ain : analyse et choix du modèle

L'un des principaux défis de l'hydrologie est de développer une approche globale et une compréhension quantitative de l'évolution du comportement des systèmes hydrologiques. Les prédictions des réponses hydrologiques doivent permettre une évolution temporelle adaptative du sol, de la végétation et du climat, alors que les défis émergent lorsque l'on extrapole les prédictions du modèle à des conditions non-mesurées. Les deux plus grandes préoccupations sont : (1) le changement climatique et (2) le changement de l'occupation des sols [Pechlivanidis, 2011].

Le choix d'un modèle doit être fondé sur les besoins : quel résultat veut-on obtenir ? A quelle précision et avec quelle fiabilité ? Mais aussi sur la disponibilité des données car les bassins versants instrumentés sont rares.

Les insuffisances des modèles globaux ne sont pas plus surmontées par les modèles à base physique en raison de la globalisation qui se fait à l'échelle de la maille et non à l'échelle du bassin versant. En général, ces modèles sont conceptuels, c'est-à-dire que leurs paramètres ne correspondent pas à des paramètres physiques mesurables et doivent donc être calés [Ducharne, 2009b].

Avec les modèles à base physique subsistent toujours des problèmes parmi lesquels [Beven, 1989 ; Laurent, 1996] :

- les équations ne sont qu'une simplification de la réalité et tous les processus présents dans la réalité ne peuvent jamais être pris en compte intégralement ;
- les hétérogénéités spatiales ne sont pas reproduites par des paramètres globaux ;
- la calibration et la validation du modèle souffrent des erreurs des observations ;
- les paramètres de calage peuvent être interdépendants, ce qui se manifeste par le fait que de bons résultats peuvent être obtenus par différents ensembles de paramètres.

Il y a donc beaucoup de limitations à l'emploi de modèles à base physique : erreurs de structure du modèle, d'estimation des paramètres ; spécification des conditions initiales et des conditions limites. Cependant, certains problèmes hydrologiques ne peuvent être abordés que par les modèles à base physique. C'est le cas de la prédiction des effets d'un changement d'occupation du sol car on ne peut pas comparer les effets estimés avec des modèles calibrés sur des conditions bien connues. Les prédictions du modèle doivent reposer alors sur une estimation a priori de la valeur des paramètres. Lors de prises de décision ayant un impact sur la qualité ou la quantité de la ressource en eau, la connaissance de la distribution spatiale des processus est indispensable car une même action n'aura pas le même impact selon sa localisation [Vieux, 1991].

Les modèles distribués ont une bonne capacité pour la modélisation des phénomènes. Leur utilisation a été encouragée en raison de la disponibilité croissante de données et des équipements d'analyse et de traitement [Pechlivanidis, 2011]. Ces données peuvent comprendre : les données réparties sur l'ensemble de l'espace à des échelles relativement fines (données issues de la télédétection), les informations sur les propriétés physiques du bassin versant [NERC, 1999] (observations des crues, des données du type de sol). Ainsi, l'utilisation des modèles distribués peut être une sélection logique.

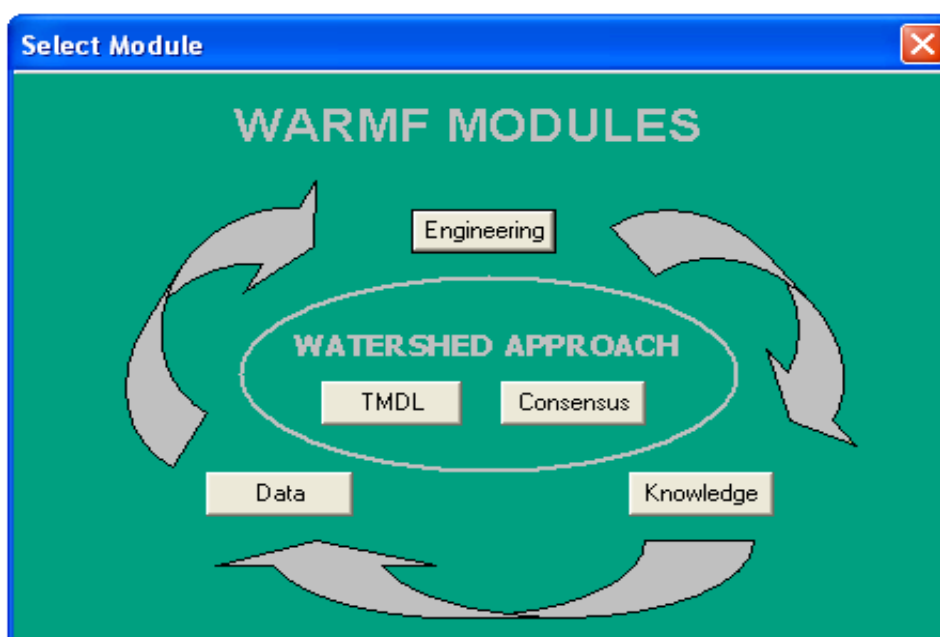
Les modèles distribués tels que SIM, CLSM, TOPMODEL (les modèles hydrométéorologiques) développés pour la plupart au début des années 1980 sont conçus une

optique de modélisation hydrologique, mais moins pour simuler la qualité de l'eau. Ils accusent cependant un inconvénient majeur relatif à leur faible connexion avec des SIG.

Les modèles hydrologiques-hydrauliques tels que MIKE-SHE, MIKE-11, HEC-HMS, HEC-RAS ont été appliqués pour l'alerte des crues dans plusieurs bassins versants avec différentes conditions (géographie et climat). Ils restent cependant sont lourds et nécessitent également des masses de données conséquentes et de grande précision. Ils peuvent simuler aussi la qualité de l'eau, mais avec un nombre de paramètres physico-chimiques réduit : oxygène dissous, températures, nutriments, azotes, etc. A titre d'exemple, le modèle SWAT dispose de fonctions similaires à celles des modèles hydrologiques-hydrauliques précédemment décrits. Ce modèle n'est pas trop lourd et peut fonctionner avec un minimum de données.

Dans le groupe des modèles hydrogéochimiques, certains sont conçus pour simuler la qualité de l'eau et peuvent être appliqués à des domaines spécifiques lesquels. Ainsi et à titre d'exemple, les modèles SAPHIQ et HIDROGEOQUIM sont dédiés à la modélisation de la qualité des eaux souterraines des milieux karstiques [Alvarez, 1991 ; Fagundo, 2005]; le modèle SAMA pour évaluer la relation entre la concentration ionique et la conductivité électrique, etc. [Alvarez, 1990]. Certains peuvent être étendus à la simulation hydrochimique, mais sont le plus souvent utilisés pour la modélisation de l'hydrologie (BIRKENES) [Rustad, 1986 ; Christophersen, 1990].

Le modèle WARMF est un système d'aide à la décision pour la gestion intégrée de la ressource en eau des grands bassins versants. Il est capable de simuler la quantité et la qualité des eaux. C'est un modèle indépendant où cohabite un bloc dédié à la modélisation intégrant les principales équations hydrologiques et hydrochimiques, un système de gestion des données et un modèle graphique dédié à l'affichage des résultats [Chen et al., 2001a ; Herr., 2001]. Le modèle WARMF comporte cinq modules (Données, Ingénierie, Connaissances, TMDL et Consensus) qui sont intégrés facilement accessibles via une interface graphique (GUI) (figure 3.1). Ces modules peuvent travailler indépendamment les uns des autres ou ensemble.



Source : Chen et al, 2001b

Figure 3. 1: Architecture globale du Modèle WARMF

Le module Engineering est le moteur de calcul qui effectue des simulations qualitatives et quantitatives. Il utilise pour cela les données structurées en base de données pouvant être manipulées par le module nommé « Data ». Cette base de données est utilisée pour fournir l'ensemble des données nécessaires aux différents traitements et donc de.

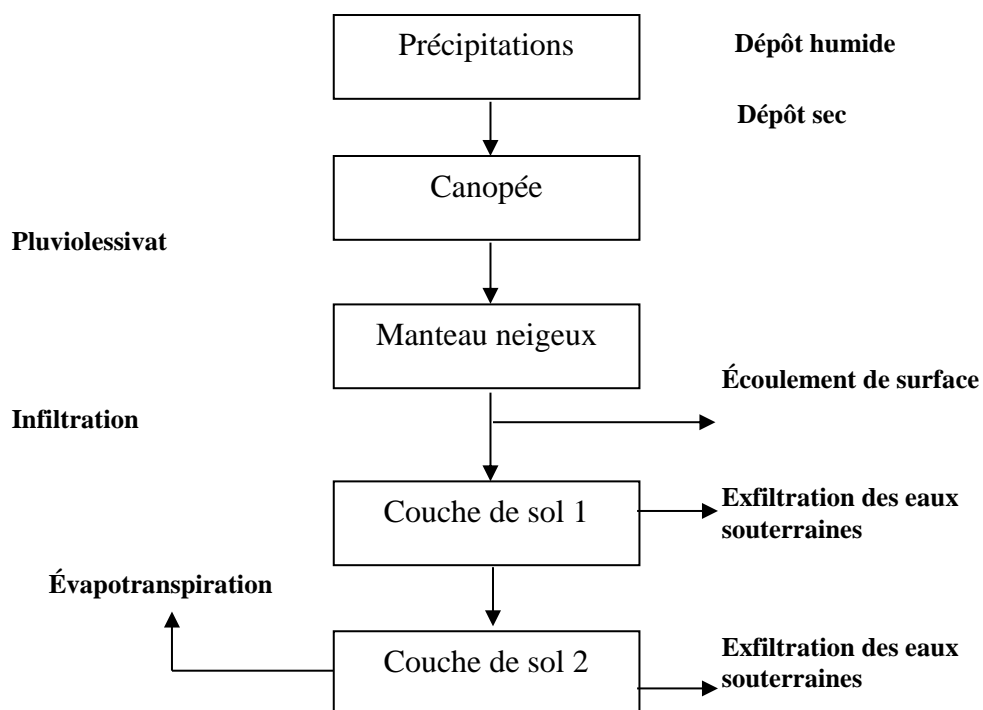
Le modèle WARMF dispose d'un module appelé TMDL dédié à la modélisation de la qualité des eaux. Il est accompagné d'un module dit de Consensus dédié à la gestion et à la prise de décision (formulation et évaluation des actions et des alternatives afin de répondre aux critères de qualité des eaux, négociation des plans de mise en œuvre du consensus, etc.). Un troisième module dit de Connaissance (Knowledge) contient l'ensemble des informations concernant le bassin versant dédiés à la prise de décision et la mise en place des actions. En fait l'Outil WARMF s'apparente plus à un outil d'aide à la décision et se veut donc être un outil complet à destination des gestionnaires des grands bassins versants.

Donc, parmi les modèles décrits précédemment, seul WARMF dispose des caractéristiques et des fonctionnalités techniques qui peuvent répondre aux attentes de la présente recherche des impacts des changements des conditions de bassin versant sur son évolution de la ressource en eau.

3.2. Mise en application du modèle WARMF au bassin versant de l'Ain : Concept, théorie et validation

3.2.1 Modélisation hydrologique du bassin versant : Relation pluie-débit

La fonction de base du modèle est d'approcher avec précision le bilan hydrologique d'un bassin versant donnée par l'intégration des données météorologiques, la simulation des écoulements de surface, de calculer l'infiltration, l'exfiltration des eaux souterraines (figure 3.2).



Source : Chen et al., 2001b ; Réalisation par : V-T Nghiem 2013

Figure 3. 2 : Principale de la modélisation hydrologique du modèle WARMF

3.2.2. Aperçu technique des fonctionnalités appliquées en hydrologie : algorithmes de simulation hydrologique intégrés dans le modèle WARMF

Cette partie du modèle intègre plusieurs paramètres physiques relatifs aux sols et aux écoulements (l'infiltration, l'écoulement latéral pour chaque couche de sol, la percolation entre les couches de sol; et la modélisation du ruissellement de la couche supérieure du sol). Un bilan hydrologique global est atteint par l'égalisation des différents paramètres jusqu'à l'atteinte d'un équilibre.

a. Modélisation de l'infiltration de sol

Le sol peut couvrir plusieurs horizons (maximum 5 couches) avec comme principale contrainte pour la couche supérieure, la présence de zones imperméables et perméables. Le modèle prend comme hypothèse initiale que l'eau des zones imperméables est soumise au ruissellement immédiat. A l'inverse, l'eau des zones perméables peut s'infiltrer et la totalité de l'infiltration de cette couche supérieure peut être résumée comme suit : 1) la quantité d'eau disponible pour l'infiltration à la surface des sols, et 2) la quantité d'eau qui peut être absorbée par la couche de sol [Chen et al., 2001b].

L'eau disponible pour l'infiltration à la surface des sols peut être calculée à l'aide de l'équation (3.1) [Chen et al., 2001b] :

$$I_{AI} = A_{PA}(D+T_f+M) \quad (3.1)$$

Avec :

I_{AI} = l'eau potentielle disponible pour l'infiltration (cm^3) ;

A_{PA} = la zone perméable du sous-bassin versant (cm^2) ;

D = le stockage de détention (detention storage). Il est le taux de l'eau stockée dans les flaques d'eau sur la surface du bassin versant ;

T_f = le nouveau pluviollessivat arrivé (cm) ;

et M = nouvelle fonte des neiges (cm).

L'infiltration d'une couche à l'autre est conditionnée par trois facteurs [Chen et al., 2001b]:

- (1) la totalité de l'eau disponible provenant de la couche supérieure,
- (2) l'espace des vides disponibles présent dans la couche inférieure,
- et (3) le taux d'infiltration verticale.

b. L'écoulement latéral dans le sol : approche numérique

L'exfiltration de l'eau provenant d'une couche est basée sur le principe de Darcy (équation 3.2) [Chen et al., 2001b]:

$$Q_j = K_{hj}SWZ_j \quad (3.2)$$

Avec :

Q_j = l'exfiltration latérale (cm^3),

K_{hj} = la conductivité hydraulique horizontale,

S = la pente du sous-bassin versant,

W = largeur du sous-bassin versant (parallèlement à son cours d'eau récepteur, ou perpendiculaire à la direction d'écoulement de la nappe phréatique),

et Z_j = l'épaisseur de la couche de sol.

c. Evaluation taux de percolation entre les couches du sol

Le taux de percolation de la couche 1 à la couche 2 est calculé comme suit [Chen et al., 2001b] :

$$I_{P2} = K_{V1}A_1\Delta t \quad (3.3)$$

Avec :

I_{P2} = le taux de percolation de la couche 1 à la couche 2 (cm^3/s);

K_{V1} = conductivité verticale de la couche 1 (cm/s) ;

A_1 = superficie de la couche 1 (cm^2) ;

et Δt = la période de calcul (secondes).

d. Ruissellement de surface d'une couche du sol

Le ruissellement de surface noté (V_s) est la somme des volumes issus des surfaces imperméables (D) et du ruissellement qui provient des surfaces perméables (Q_s). Il est estimé à l'aide de l'équation suivante [Chen et al., 2001b] :

$$V_s = D + Q_s \quad (3.3)$$

Les coefficients D et Q_s sont calculés à l'aide des équations 3.4 et 3.5 [Chen et al., 2001b]:

- le coefficient D est estimé:

$$D = \left(I_{A1} - I_1 \right) \left(\frac{d}{100} \right) \quad (3.4)$$

Avec :

I_{A1} = eau disponible pour l'infiltration dans la couche supérieure du sol (cm);

I_1 = quantité d'eau qui s'infiltré réellement dans la couche supérieure du sol (cm)

et d = pourcentage des eaux de surface retenu.

- l'écoulement en nappe est déterminé à l'aide de l'équation de Manning:

$$Q_s = \frac{WZ_0 S^{1/2}}{n * 0.01^{1/3}} \quad (3.5)$$

Avec :

Q_s = ruissellement provenant des zones perméables du bassin versant (cm),

n = coefficient de rugosité de Manning ;

S = la pente du sous-bassin versant ;

et Z_j = l'épaisseur de l'eau sur la surface du sol.

e. Définition du bilan volumique à l'échelle d'une couche de sol

L'estimation des principaux paramètres hydrologique tels que l'infiltration, la percolation, le débit latéral, et l'exfiltration latérale de chaque couche de sol permettent d'approcher l'équilibre en eau finale qui sera utilisé pour définir la zone saturée. Des ajustements sont apportés à la percolation et l'écoulement latéral quand ils sont perturbés par la nappe phréatique saturée.

Cet équilibre est approché à partir de la couche inférieure vers la couche supérieure [Chen et al., 2001b]:

$$V_j = V_{j0} + I_j - I_{i+1} + L_j - E_j - Q_j \quad (3.6)$$

Avec :

V_j = le volume d'eau dans la couche de sol j;

V_{j0} = le volume d'eau dans la couche de sol j au début de l'intervalle de temps;

I_j = infiltration de la couche j ;
 I_{j+1} = percolation de la couche j à la couche $j+1$;
 L_j est le débit initial latéral d'un segment en amont;
 E_j = évapotranspiration de la couche j ;
 et Q_j = débit d'exfiltration de la couche j .

f. Modélisation hydrologique des rivières

Les débits des rivières sont calculés sur le principe de conservation de la masse selon l'équation suivante :

$$D_s = D_e - dV/dt \quad (3.7)$$

Avec :

D_s = débit sortant du tronçon de cours d'eau,
 D_e = débit entrant au tronçon de cours d'eau,
 dV = changement du volume du tronçon de cours d'eau,
 et dt = la période du temps.

Les débits entrant à chaque segment de rivière comprennent : les débits issus des segments de rivière amont, les débits issus des lacs (en amont), les débits issus de surfaces du sous-bassin versant et les débits de l'exfiltration de nappe phréatique.

g. Modélisation hydrologique des lacs : Modèle de réservoir

La balance de débit d'un lac est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$\frac{V(t) - V(t-1)}{\Delta t} = Q_{\text{entré}} - Q_{\text{sorti}} \quad (3.8)$$

Avec :

$V(t)$ = le volume du lac au temps (t) ,
 $V(t-1)$ = le volume du lac au temps $t-1$,
 $Q_{\text{entré}}$ = les débits d'entrés du lac,
 et Q_{sorti} = les débits sortis du lac.

En entrée, les débits peuvent être calculés comme suit (équation 3.9):

$$Q_{\text{entré}} = PA_s + Q_{es} + Q_a + Q_l \quad (3.9)$$

Avec :

P = précipitations sur la surface du lac ;
 A_s = superficie du lac (m^2),
 Q_{es} = débit provenant des eaux souterraines,
 Q_a = débit provenant des rivières supérieures,
 Q_l = débit provenant des lacs supérieurs.

La totalité des débits issus du lac est calculée à l'aide de l'équation :

$$Q_{\text{sorti}} = Q_s + Q_e \quad (3.10)$$

Avec :

Q_s = débits sortis du lac vers les rivières inférieures ;
 Q_e = l'évaporation du lac

3.3 Modélisation hydrologique du bassin versant de l'Ain : Calibration du modèle WARMF

3.3.1. Données utilisées : collecte, validation et traitement

a. Typologies et sources des données utilisées

Le tableau 3.1 présente les données nécessaires pour la modélisation des débits du bassin versant de l'Ain. Plusieurs d'entre elles ont été collectées auprès des services et administrations des départements de l'Ain et du Jura, de l'Agence de l'eau et plusieurs structures de gestion du bassin versant de l'Ain (par exemple : données météorologiques, débits observés, etc.). Les autres données que nous pouvons considérer comme internes sont issues des différents traitements effectués par nos soins sur la base de données récupérées sur plusieurs sites internationaux (MNT, Images Landsat ETM+, ...).

Tableau 3. 1. Données nécessaires pour la modélisation hydrologique

Type de données	Source	Date	Description
MNT	IGN	2000	25 m resolution
Carte de limitation des sous-bassins versants			Limité à partir du MNT
Carte du réseau de rivières	IGN		- Défini à partir du MNT - Carte topographique
Carte du réseau des points d'exutoire			Défini à partir du MNT et la carte topologique.
Bathymétrie des lacs	D'après Delebecque	1898	Cours bathymétriques des lacs
Profils travers de la rivière	MNT et terrain		Combiner les données mesurées sur le terrain et les données calculées à partir du MNT
Pédologie	Terrain	2012	Défini à partir d'image satellite Landsat, du MNT et des données sur le terrain.
Occupation du sol	Production de la thèse	2010	Classifié à partir d'image satellite Landsat et numérisé dans un SIG.
Météorologie	MétéoFrance et R. Nedjai	1975-2013	Températures journalières maximum et minimum; précipitations, point de rosée, pression atmosphérique, vitesse du vent, couverture nuageuse.
Débits observés	DIREN Franche-Comté et DREAL Rhône-Alpes	1992-2010	débit journalier

Réalisation par : V-T Nghiem, 2013

b. Etapes de traitement des données : préparation de la donnée

- *Le Modèle Numérique de Terrain (MNT)*

Le modèle numérique de terrain, d'une résolution de 25 m et d'un format de type « ASCII » provient de l'IGN (Institut Géographique National). Pour les besoins de l'étude, il a été converti au format GRID.

- *La carte des sols : création, ajustement et validation*

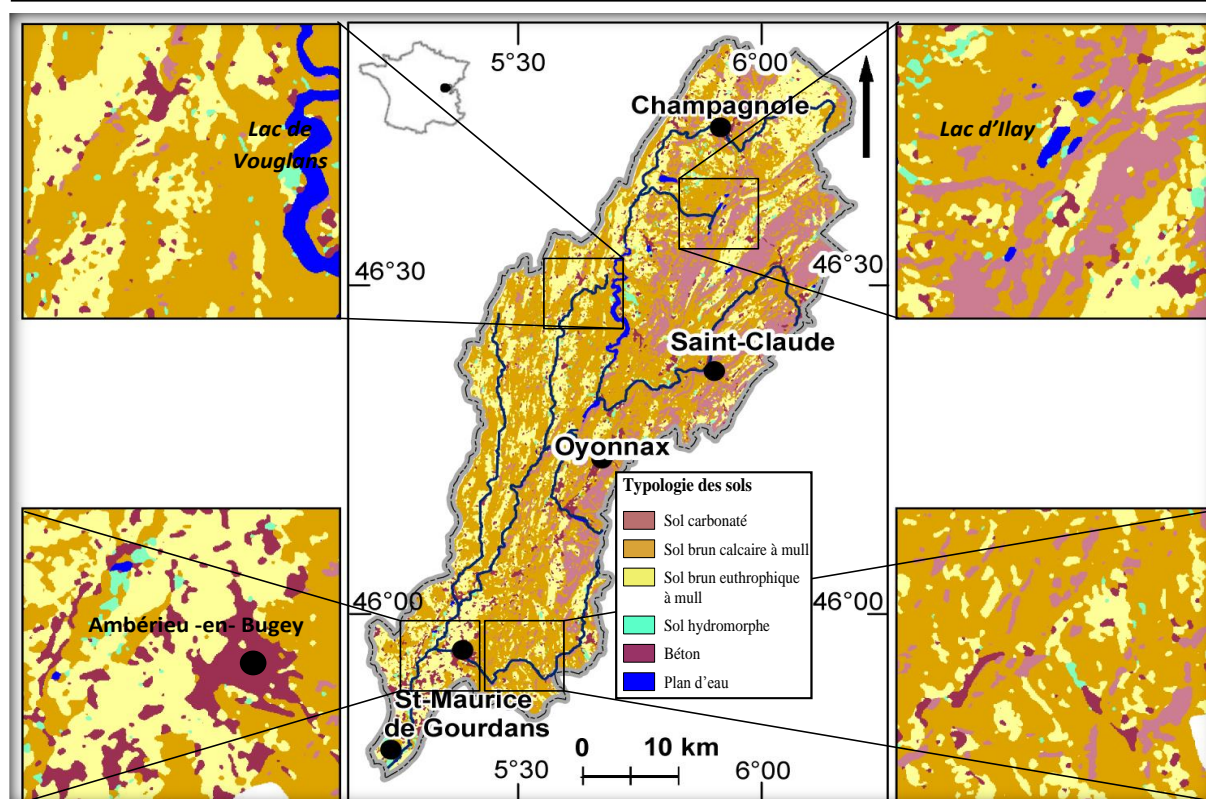
L'objectif de cette étape est la définition des types de sol, l'évaluation de la distribution spatiale des sols et finalement la détermination de leurs propriétés physiques (porosité, conductivité hydraulique, ...), éléments nécessaires pour la construction du modèle et la simulation hydrologique.

La carte des sols a été créée sur la base d'une combinaison de l'analyse des échantillons de sols effectués directement sur site et le recours aux différentes cartes géologiques locales et de l'occupation des sols. La méthode de création de cette carte est présentée dans l'Annexe C. Dans ce cas, les échantillons des sols ont été prélevés directement durant les différentes missions de terrain effectuées en 2011 et en 2012. Les échantillons prélevés ont été utilisés pour calculer des paramètres physiques de sol (tableau 3.2), tandis que la carte de l'occupation du sol est utilisée pour déterminer la répartition des types de sol (figure 3.3).

Tableau 3. 2: Résultats du traitement des échantillons des sols

Paramètre Echantillon	Teneur en eau (%)	Teneur en CO (%)	Capacité du sol (%)	Humidité saturé (%)	Densité (g/cm ³)	Infiltration (cm/s)
No1 : (C1) (C2)	32.94	11.62	30.2	45.3	1.1	0.0036
	10.01	0	9.02	10.01	1.20	0.000001
No2 : (C1) (C2)	75.76	42.98	35.61	76.76	1.15	
	11.55	0	10.21	11.55	1.20	0.000001
No3 : (C1) (C2)	59.70	23.85	30.35	59.7		0.0036
	10.96	0	12.68	15.7	1.20	0.000001
No4 : (C1) (C2)	28.51	6.97	29.13	45.65		0.0004
	11.21	0	10.03	11.21	1.20	0.000001
No5 : (C1) (C2)	29.71	9.66	35.37	43.88		0.0009
	11.09	0	9.79	11.09	1.20	0.000001
No6	32.93	12.74	35.53	46.95	1.18	0.0016
No7	33.09	13.11	36.34	50.00	1.19	0.0009
EPC-39a						0.004
EPC-39b						0.004
SP-39						0.004

Source : Etude auprès les échantillonnages sur le terrain (échantillons EPC-39a, EPC-39b et SP-39 : d'après Brethes, 199) ; Réalisation par : V-T Nghiem 2013



Source : Etude auprès des échantillonnages sur le terrain de 2011 et 2012 ; Réalisation par V-T Nghiem, 2012

Figure 3. 3 : Carte typologique des sols du bassin de l'Ain

- **Extraction automatique des sous bassins versants et validation in-situ**

L'extraction des bassins versants a été réalisée dans un premier temps à l'aide du logiciel SWAT (Annexe D). Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé le MNT de l'IGN (résolution de 25 m) pour la délimitation des sous bassins versants. Avec ce MNT, la détermination du réseau hydrographique est peu précise dans les régions relativement planes (à l'aval de l'Ain, sur les plateaux). Pour surmonter ce problème, nous avons utilisé le réseau hydrographique extrait à partir de la carte topographique 1/25000 [source : IGN]. Cette étape a permis le calcul des paramètres physiques nécessaires au modèle. Ils sont calculés à l'aide du module «Calculation of subbasin parameter» intégré dans le modèle SWAT. Celui-ci permet de calculer les principaux paramètres de chaque sous-bassin versant : pente, altitude, largeur, longueur, superficie, etc. Toutefois, le modèle WARMF nécessite un paramètre supplémentaire relatif à l'aspect. Il a été déterminé à partir du MNT selon les formules présentées dans la partie "Generating Aspect Data" du document « Creating a WARMF 6.2 Application Using a BASINS 3.1 Delineation » [Systech Engineering, 2007].

3.3.2. Introduction des données géographiques et configuration du modèle WARMF pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain

a. Paramètres physiques des sous-bassins versants

Les sous-bassins versants délimités à l'aide du modèle SWAT (cf. Annexe D) sont importés dans WARMF sous le format « shape ». Les enveloppes des bassins versants sont ensuite converties dans un format propre au modèle WARMF. Les caractéristiques pour chaque sous-bassin versant comprennent : le code du sous-bassin versant, la superficie, la pente et l'aspect. Les caractéristiques physiques des sous-bassins versants pour les deux bassins versants d'étude en l'occurrence le Hérisson et l'Ain sont présentés dans le tableau 3.3.

Tableau 3. 3 : Données physiques pour les sous-bassins versants

Paramètres	Unité	Valeurs	Descriptions	Sources
Code	non		Code d'identité du sous-bassin versant	Analyse du MNT
Area	m ²	>0	Superficie du sous-bassin versant	Analyse du MNT
Slope	m/m	>0	Pente moyenne du sous-bassin versant	Analyse du MNT
With	m	>0	Largeur moyenne du sous-bassin versant perpendiculaires à l'écoulement	Analyse du MNT
Aspect	Dégré	0-360	Face du bassin versant (dans le sens horaire à partir du nord)	Analyse du MNT
Detention Storage	%	0-100	Stockage de la dépression de surface	Valeur empirique
Surface Roughness (*)	non	0.05-0.4	Coefficient de rugosité de la surface (Manning's coefficient)	Valeur empirique

Réalisation par V-T Nghiem, 2012

(*) **Surface Roughness (rugosité)** correspond au coefficient de rugosité « n » de Manning pour l'écoulement de surface (0.05 - 0.4, unités empiriques). Il a été extrait à partir des valeurs rencontrées dans la littérature et ajustées durant la phase de calage du modèle [Downer, 2002 ; French, 2004 ; Ali, 2001 ; Engman, 1986 ; et HEC, 1992]. Les valeurs de rugosité de Manning caractérisant chaque catégorie de l'occupation du sol sont présentées dans le tableau 3.4. Elles ont été utilisées pour le calcul du coefficient moyen de rugosité de Manning de chaque bassin versant. Ce tableau montre que le coefficient de Manning pour les zones forestières est le plus élevé, à l'inverse des surfaces bâties qui est relativement plus faible.

Tableau 3. 4 : Coefficient de Manning pour l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain

Occupation du sol	Gamme	Valeur n pour le bassin versant de l'Ain
Bâtiment/industriel	0.012-0.033	0.0137
Zone humide	0.012-0.033	0.02
Sol nu	0.01-0.32	0.13
Agriculture	0.10-0.40	0.2
Prairie	0.10-0.20	0.15
Forêt mixte	0.184-198	0.192
Forêt claire	0.05-0.13	0.150
Forêt dense	0.40-0.50	0.4

Source : Sloan, 1984 ; Réalisation par V-T Nghiem, 2012

b. Import des données relatives à l'occupation du sol

Les données extraites des images satellites (cf. Chapitre II) sont importées dans le modèle WARMF. Pour ce faire, la carte en mode « raster », obtenue sous ENVI a été vectorisée et exportée dans un format shapefile pour la création de la base de données de l'occupation du sol. Elle comprend au total neuf catégories dont les pourcentages pour chaque sous-bassin versant sont calculés automatiquement par le modèle [Systech., 2005]. Le tableau 3.5 présente des exemples de la distribution de l'occupation sol de 2010 pour les neuf sous-bassins du Hérisson. Pour le bassin versant de l'Ain, la répartition de l'occupation des sols est consignée dans l'Annexe E.

Tableau 3. 5 : Distributions de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant du Hérisson

Code du sous-bassin versant	15	17	18	20	23	24	25	27	28
Superficie (ha)	223.96	221.74	84.2	57.68	206.74	277.48	254.69	330.71	500.33
Forêt de feuillus (%)	11.08	8.84	16.8	18.18	21.14	33.64	39.85	25.66	33.3
Forêt de conifères (%)	35.45	41	28.5	9	4.4	17.42	14.34	5.55	8.88
Forêt mixte (%)	26.93	46.2	31.4	10.75	7.49	18.54	11.53	8.46	17.26
Agriculture (%)	0	0		0	0	0	0	5.00	4.48
Prairies (%)	13.48	2.76	4.55	2.97	13.05	8.25	13.53	30.44	17.5
Zone humide (%)	6.25	0	12.6	5.34	10.04	13.19	5.27	6.86	10.04
Arbustes (%)	0	1.23	6.22	11.08	5.00	8.96	0.46	0	0
Zones urbanisées (%)	6.81	0		0	10.76	0	0	18.02	8.55
Plan d'eau (%)	0	0		42.67	28.12	0	15.03	0	0

Source : V-T Nghiem, 2011

c. Définition des caractéristiques hydrodynamiques des sols

Sur la base de la typologie des sols précédemment déterminée (figure 3.3 et tableau 3.2), les paramètres tels que l'épaisseur du sol, la capacité au champ, l'humidité de saturation, la conductivité horizontale et verticale ont été estimés pour chaque sous-bassin versant. Ils sont consignés dans le tableau 3.6 et ajustés dans des limites raisonnables durant la phase de calibration du modèle pour générer une bonne adéquation entre les débits modélisés et observés.

Les paramètres physiques du sol pour chaque sous-bassin versant sont calculés par la combinaison des paramètres physiques et le pourcentage des types des sols rencontrés dans le bassin versant à l'aide des logiciels ArcGIS et Excel.

Tableau 3. 6 : Paramètres hydrologiques du sol utilisés pour la modélisation hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain

Paramètres	Valeurs	Unité	Description	Source
Soil Layer Thickness	> 0	cm	Epaisseur moyenne de chaque couche de sol	Carte pédologique
Initial Moisture	0-0.6	m ³ /m ³	Volume initiale d'eau dans chaque couche de sol	Carte pédologique
Field Capacity	0-0.4	m ³ /m ³	Capacité au champ du sol	Carte pédologique
Saturation Moisture	0.2-0.6	m ³ /m ³	volume maximum d'eau dans chaque couche de sol	Carte pédologique
Vertical Hydraulic Conductivity	> 0	cm/d	Conductivité hydraulique verticale de chaque couche de sol	Carte pédologique
Horizontal Hydraulic Conductivity	> 0	cm/d	Conductivité hydraulique horizontale de chaque couche de sol	Carte pédologique
Root Distribution	0-1	non	Fraction de racines de chaque couche de sol	Données de terrain
Density	>0	cm ³	Densité du sol	Données de terrain
Tortuosity	>1	m/m	Rapport de la longueur de cheminement hydrique par la longueur de la ligne droite (Valeur empirique)	Normalement 10

Source : Chen et al., 2001a ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

d. Les facteurs climatiques : nature, intégration et validation

Le modèle WARMF fournit un mécanisme pour attribuer les données d'une station météorologique à chaque sous-bassin versant [Herr et al., 2001]. Les données météorologiques nécessaires comprennent : la température de l'air (Tmax et Tmin en °C), les précipitations journalières (en cm), le point de rosée (°C), la pression atmosphérique (mbar), la couverture nuageuse (coefficient de 0.0 à 1.0), et la vitesse du vent (m/s). Toutes ces données ont été collectées auprès des services de météo France et complétées par nos propres données issues de plusieurs stations installées pour les besoins de cette étude. Pour le bassin versant de l'Ain, les données météorologiques de deux stations (Frasnois et Pont d'Ain) sont utilisées.

Il est important de noter que les données d'une station météorologique peuvent être attribuées à plusieurs sous-bassins versants, chacun avec des facteurs d'ajustement appropriés pour les précipitations et la température [Herr et al., 2001]. Ces derniers sont définis comme suit :

- Facteur de pondération des précipitations (Precipitation Weighting Factor), il tient compte des variations locales des précipitations soumis aux effets orographiques (varie de 0.5 à 1.5) et il est déterminé par la méthode d'inverse de la distance [Dingman, 2002] (équation 3.11). Il a été ajusté pour modifier la quantité de précipitations au centre de chaque bassin versant. La modification du P_w est basée sur les précipitations enregistrées aux stations météorologiques qui se situent à l'intérieur ou autour du bassin versant. Il a été modifié avec le coefficient d'évaporation pour la correction des précipitations totales.

$$P_w = \frac{1}{\sum_1^n \frac{1}{d_i^2}} \sum_i^n \left(\frac{1}{d_i^2} R_i \right) \quad (3.11)$$

Avec :

i est le nom de station météorologique ;

n le nombre de stations météorologiques ;

P_w est la pondération des précipitations ;

d est la distance du centre d'un bassin versant à la station météorologique « i »,

et R_i correspondent aux précipitations annuels enregistrées par la station météorologique « i »,

- gradient vertical de température (Altitude Temperature Laps) : dans les régions Alpines, le gradient vertical de température est estimé à environ $-0.5^\circ\text{C}/100$ m, d'après les études de Rolland, 2003 et Minder, 2009.

- gradient vertical de température moyenne (Average Temperature Laps) : est une valeur moyenne soustraite de la température dans le fichier de données météorologiques. Ce facteur est utilisé pour tenir compte des variations régionales de la température sous les effets orographiques. Une valeur positive indique que la température du bassin versant est plus froide que celle de la station météorologique [Chen, 2001]. Le gradient vertical de température du bassin versant est calculé à l'aide de l'équation suivante [Systech Engineering, 2007] :

$$T_L = T_A - \frac{\sum_n T_n / D_n}{\sum_n 1 / D_n} \quad (3.12)$$

Avec :

T_L : le gradient vertical de température,

T_A : la température moyenne à la station considérée,

n : le nombre de stations météorologiques comprenant la station considérée et les stations voisines,

D_n est la distance entre la station n et le centre du bassin versant (ou réservoir).

e. Définition des principaux paramètres du réseau hydrographique

- Caractéristiques des rivières

Comme pour les sous-bassins versants, le réseau hydrographique déterminé à l'aide du SIG (cf Annexe D) est également importé dans WARMF. Les paramètres nécessaires pour chaque segment de rivière sont présentés dans le tableau 3.7.

Tableau 3. 7 : Paramètres pour les rivières dans le WARMF

Paramètres de rivière	Unité	Valeurs	Descriptions	Sources
Code			Code du segment de rivière	Analyse du MNT
From node			Cordonnées et élévation du point sorti du segment de rivière en amont	Analyse du MNT
To node			Cordonnées et élévation du point sorti du segment de rivière en aval	Analyse du MNT
Slope	m/m	>0	Pente du segment de rivière	Analyse du MNT
Length	m	>0	Longueur du segment de rivière	Analyse du MNT
Width	m	>0	Largeur du segment de rivière	Analyse du MNT
Depth	m	>0	Profondeur du segment de rivière	Analyse du MNT
Min Elevation	m		Elévation minimale du segment de rivière	Analyse du MNT
Max Elevation	m		Elévation maximale du segment de rivière	Analyse du MNT
Sname	non		Nom de la rivière	Cartes de l'IGN

Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

- Import des données hydrométriques associées

Les débits observés provenant de 21 stations hydrologiques toutes gérées et exploitées par les DREAL de Franch-Comté et de Rhône-Alpes ont été intégrés dans le modèle. Les points de mesure sont répartis majoritairement sur la rivière d'Ain et ses principaux affluents (Albarine, Bienne, ...). Localement, les données de la station de Doucier (Hérisson à Doucier, code V2206010) ont servi au calage du modèle à l'échelle du bassin versant du Hérisson.

f. Les plans d'eau et réservoir : caractéristiques physiques et dynamique hydrologique

- Paramètres physiques des lacs

Comme pour les rivières, les caractéristiques géométriques des plans d'eau et principalement des lacs ont été déterminées à l'aide du SIG. Les valeurs par défaut ont été modifiées en introduisant les données réelles de chaque objet quand elles sont disponibles. Les principales caractéristiques saisies sont :

+ niveau-débit (Stage-Flow) : décrit la relation entre le niveau d'eau et le débit à la sortie du lac.

+ niveau-superficie (Stage-Area) : décrit la relation entre le niveau d'eau et la superficie du lac. Dans notre cas, ce paramètre est déterminé sur la base de la bathymétrie des lacs [source : Atlas des lacs de la France d'après Delebecque, 1898] ainsi que des cartes topographiques (source IGN) et des données propres acquises à l'aide d'un échosondeur de type stratabox,

+ outflows : ils comprennent l'élévation et la largeur de l'exutoire. Ces coefficients ont été mesurés sur le terrain.

+ d'autres paramètres physiques comme l'altitude initiale, l'altitude minimum et l'altitude maximum des eaux de surface du lac sont également nécessaires, éléments que nous avons défini sur la base de nos mesures propres.

- Les données climatiques pour les lacs : acquisition et validation

Les principaux facteurs climatiques nécessaires au modèle WARMF sont : la pondération des précipitations (0.6-1.4); Le gradient vertical de température moyenne (-4 – 4°C) et finalement le facteur de vitesse du vent (1.0-2.0, valeur empirique).

Comme pour les sous-bassins versants, la pondération des précipitations et le gradient vertical de température pour les lacs sont déterminés respectivement à l'aide des équations (3.11) et (3.12).

g. Coefficients de neige et de glace

Ces coefficients sont utilisés pour calculer l'accumulation de neige, la vitesse de fonte, et les paramètres affectant la couverture de glace du lac. Les coefficients de neige et de glace utilisés comprennent [Herr et al., 2001]:

- + snow formation temperature : la température pour la formation de la neige (-3-0°C) ;
- + snow melting temperature : la température pour la fonte des neiges (0 - +3°C) ;
- + open area melting rate : le taux de fonte des neiges par jour dans la forêt de feuillus, les prairies, les terres agricoles et les zones urbanisées (0.05 - 0.1cm/°C/jour).
- + forest area melting rate : le taux de fonte des neiges par jour dans les forêts de conifères (0.05 - 0.1cm/°C/jour).
- + rain induced : la fonte de neige provoquée par la pluie (0.0039 cm/cm/jour).

h. Transmission de la chaleur et de la lumière du bassin versant

Les coefficients de transmission de la chaleur et de la lumière sont utilisés pour l'évaluation de l'évaporation dans le bassin versant. Trois principaux paramètres sont utilisés dans la modélisation hydrologique :

- + atmospheric turbidity : la turbidité relative de l'atmosphère (2-5, sans unité) ;
- + évaporation magnitude : le facteur d'échelle pour l'évaporation (0.6 - 1.4) ;
- + évaporation skewness : le degré de variation de l'évaporation entre les saisons (0.6-1.4).

3.3.3. Critères de calibration du modèle WARMF

La performance du modèle et la précision de la modélisation hydrologique sont évaluées à l'aide des comparaisons graphiques et statistiques entre les débits simulés et observés. Les critères des analyses statistiques ont été proposés par [Nash et Sutcliffe, 1970; Krausel Pet, 2005 ; Chen et al., 2001a ; Donigian, 2002 et Moriasi, 2007].

La calibration du modèle WARMF sera effectuée pour le bassin versant du Hérisson tout d'abord, puis pour le bassin versant de l'Ain. Les critères appliqués sont consignés dans le tableau 3.8. Ce sont quasiment les mêmes que ceux adoptés par *Lumb et al., 1994*. De plus, les mesures d'erreurs statistiques ont été utilisées pour l'évaluation de la précision des résultats de la calibration du modèle. Celles-ci comprennent : l'erreur relative, le coefficient d'efficacité (CE) [Nash et Sutcliffe, 1970; Krause1 Pet, 2005], la partialité, le coefficient de variation (R^2), le Root Mean Square d'Erreur (RMSE), le rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type des données observées (REE), les différences en pourcentage saisonnier, etc. Les résultats de la modélisation peuvent être considérés comme satisfaisants si $CE > 0.5$, $R^2 > 0.5$, $REE \leq 0.7$ et Pbias de -25% à +25% [Moriasi et al. 2007].

Parmi ces erreurs, le coefficient d'efficacité (CE) et le coefficient de variation (R^2) sont couramment utilisés pour la performance du modèle dans la modélisation hydrologique [Legates, 1999]. Les erreurs statistiques recommandées sont présentées dans les tableaux 3.8 et 3.9.

Tableau 3. 8: Critères de la calibration du modèle pour la modélisation hydrologique

Erreur de simulation	Critères recommandées (%)
Erreur du volume total	+/- 10
Erreur de volume de saison – l'Eté	+/- 15
Erreur de volume saison – l'Automne	+/- 30
Erreur de volume saison – l'Hiver	+/- 10
Erreur de volume saison – le Printemps	+/- 30

Source : *Lumb et al., 1994 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011*

Tableau 3. 9: Paramètres d'analyse statistique comparative des données simulées et observées

R-carré (R^2)	$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Obs - \overline{Obs})(Sim - \overline{Sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Sim - \overline{Sim})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Obs - \overline{Obs})^2}} \right)^2$
L'écart-type de données d'observation (EDobs)	$EDobs = \sqrt{\frac{\sum (Obs - \overline{Obs})^2}{n - 1}}$
Erreur Quadratique Moyenne (EQM)	$EQM = \sqrt{\frac{\sum (Sim - Obs)^2}{n - 1}}$
REE (Ratio d'EQM et EDobs)	$RMSE/EDobs = \frac{RMSE}{EDobs}$
Coefficient d'efficacité (CE)	$CE = 1 - \frac{\sum (Sim - Obs)^2}{\sum (Sim - \overline{Obs})^2}$
Pour cent de Bias (pBias)	$pBias = \frac{\sum (Sim - Obs)}{\sum Obs} * 100$

Source : *Nash et Sutcliffe (1970), Krause1 Pet (2005), Moriasi et al (2007); Réalisation par : V-T Nghiem, 2011*

Avec :

Sim = débit simulé ;

Obs = débit observé ;

\overline{Sim} = valeur moyenne des débits simulés ;

\overline{Obs} = valeur moyenne des débits observés ;

i = jour de calculer ; et *n* = total du jour de calcul.

Par ailleurs, et afin de mieux évaluer l'efficacité du modèle WARMF, les résultats de la modélisation hydrologique seront comparés à ceux du modèle SWAT pour la même zone d'étude et pour la même période. En effet, le modèle WARMF est basé sur la méthode d'équilibre hydrique moyen du bassin versant et SWAT utilise la méthode dite des courbes numériques (Curves Number) du Service de Conservation des Sols Américain (SCS). Cette méthode est considérée par de nombreux auteurs comme performante pour la modélisation hydrologique [Green., 1911 ; CSC., 1972 ; Arnold., 1998].

3.3.4. Analyse de la sensibilité du modèle aux différents paramètres physiques

Bien que la composante hydrologique du modèle WARMF soit basée sur des équations physiques, plusieurs paramètres doivent être ajustés par calibration afin de simuler correctement les débits. L'effet de chaque paramètre sur l'évolution de la quantité d'eau est différent ; certains ont une importante influence sur les débits, tandis que d'autres jouent un rôle que nous pourrions qualifier de secondaire. L'objectif de cette partie est l'évaluation de l'effet de ces paramètres sur le fonctionnement du modèle et surtout sa sensibilité à ces paramètres. Une analyse permet de cibler les paramètres qui influencent la performance du modèle, ce qui permettra de se focaliser sur ceux susceptibles d'augmenter la probabilité de convergence vers une combinaison performante.

Un rang sera attribué à ces paramètres sur la base de la comparaison des variations moyennes des débits simulés. Il est également possible d'extraire l'écart-type des débits simulés afin de connaître le niveau d'effet de chaque paramètre sur l'évolution des débits.

Dans la phase de calibration, la sensibilité du modèle aux différents paramètres a été étudiée respectivement pour le bassin versant du Hérisson dans un premier temps et puis étendue à l'ensemble du bassin versant de l'Ain. Les résultats ont permis d'extraire les 10 paramètres qui ont le plus d'effets sur les débits simulés (rang de 1 à 10 dans le tableau 3.10).

Parmi les dix paramètres considérés (tableau 3.10), nous allons décrire les 4 principaux qui ont affiché les plus importants effets sur les débits et qui sont : le coefficient de Manning, le coefficient des précipitations (Precipitation Weighting Multiplier), le stockage par rétention (Detention Storage) et la conductivité hydraulique verticale (*k*).

Tableau 3. 10: Sensibilité du débit à la variation des différents paramètres hydrologiques

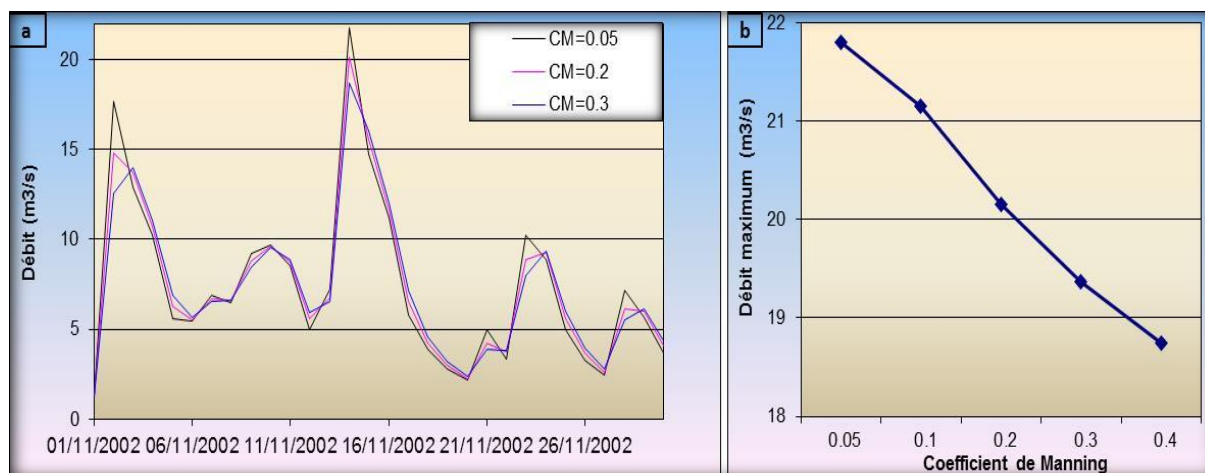
Rang	Paramètres	Moyenne normalisée (%)	Rang	Paramètres	Moyenne normalisée (%)
1	Coefficient de précipitations	35.34	10	Épaisseur des couches de sol	1.38
2	Rugosité de surface	13.82	11	Asymétrie d'évaporation	1.03
3	Stockage par rétention	7.52	12	Température de fonte de la neige	0.61
4	Conductivité hydraulique verticale	5.62	13	Magnitude d'évaporation	0.56
5	Capacité de l'humidité du sol	3.74	14	Température de Formation de la neige	0.52
6	La pente	3.5	15	Taux de fonte	0.45
7	Conductivité hydraulique horizontale	3.41	16	Densité	0.35
8	Humidité saturation du sol	2.83	17	L'humidité initiale du sol	-
9	Répartition racine	2.82	18	Tortuosité	-

Source : V-T Nghiem, 2011

a. Coefficient de Manning (CM)

Le coefficient de Manning joue essentiellement sur l'intensité des débits, en l'occurrence sur les pics de débit (Figure 3.4a). Le modèle a été initialisé avec une valeur de CM égale à 0.05 puis une hausse progressive des valeurs de CM de 0.1, 0.2, 0.25 et 0.3 a permis de suivre l'évolution des débits et de mesurer les écarts durant les étapes de la calibration. Ce pic réagit inversement au CM. A titre d'exemple, avec un CM de 0.1, le pic de débit maximal est de 21.15 m³/s, et pour un CM de 0.3 les débits obtenu est de 18.74 m³/s.

La relation entre le pic de décrue et le coefficient de Manning est linéaire (figure 3.4 b). Celle-ci montre que le changement de valeurs du coefficient de Manning provoque un changement de 3 à 11% des valeurs de débit.

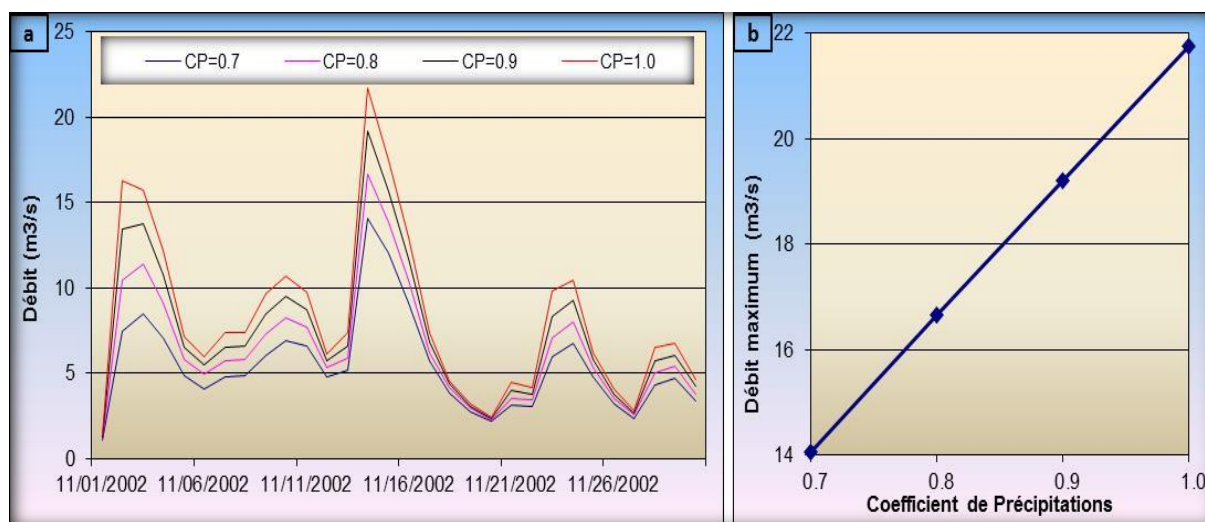


Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 4: Influence du changement du coefficient de Manning sur le débit

b. Coefficient des Précipitations (CP)

Les résultats de changement des valeurs du coefficient de précipitations sur les débits simulés sont présentés dans la figure 3.5a. Comme nous pouvons le constater, les débits simulés affichent une relative adéquation avec les débits observés. La relation entre les précipitations et les débits est quasi linéaire (figure 3.5b).

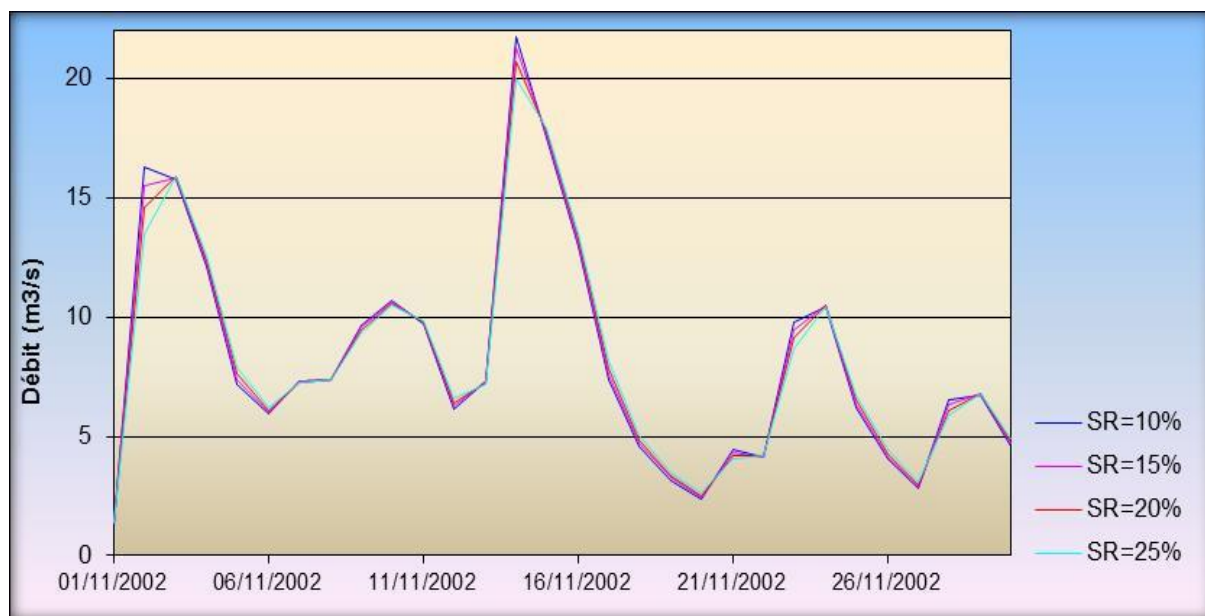


Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 5: Influence du changement du coefficient de précipitations sur le débit

c. Stockage par rétention (SR)

Globalement, les débits affichent une baisse constante quel que soit la valeur de SR sélectionnée pour la calibration figure 3.5. L'effet de ce facteur n'est effectif que sur une courte période et sera encore plus faible lorsque les sols sont saturés.

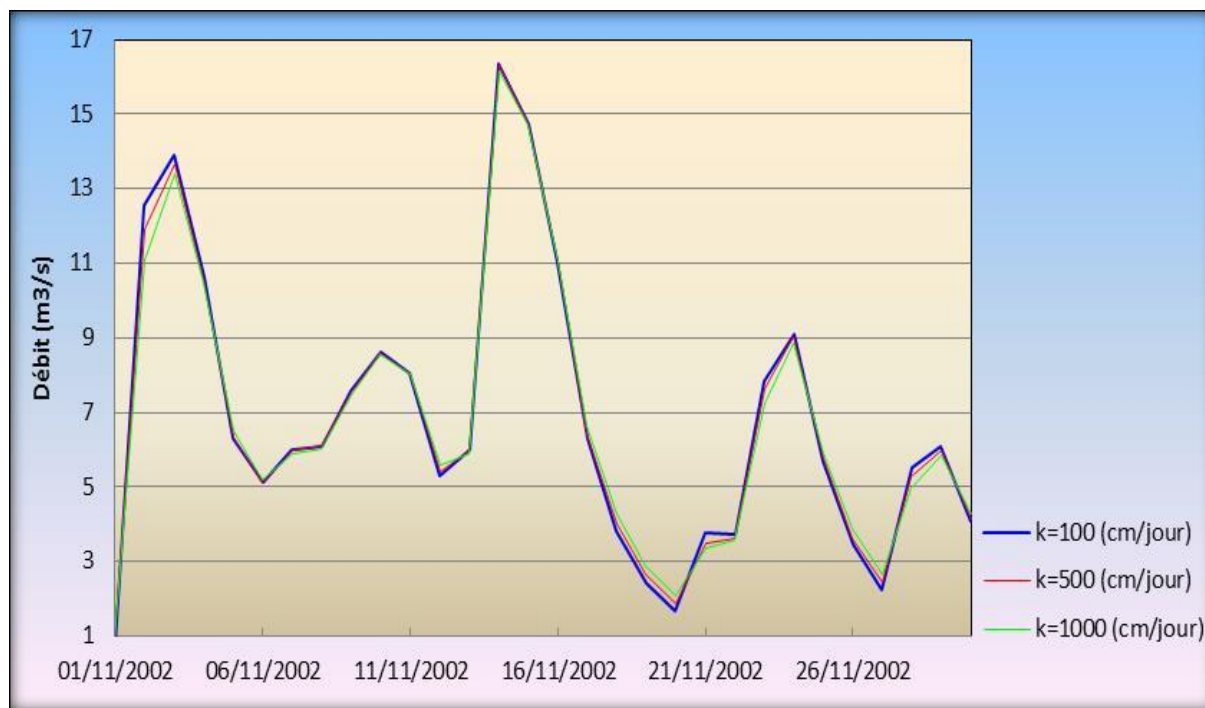


Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 6: Influence du changement du stockage de rétention sur le débit

d. Conductivité hydraulique verticale (k)

La conductivité hydraulique verticale a un impact direct sur les débits. Un changement de ce paramètre provoque une variation rapide des débits en particulier des débits maximaux (pic) (Figure 3.6).



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 7: Influence du changement de la conductivité hydraulique verticale sur le débit

3.3.5. Impact de l'échelle du bassin sur la modélisation hydrologique

Les problèmes d'échelle influencent tous les aspects de l'hydrologie et de la biogéochimie dans les bassins versants [Sivapalan et Kalma, 1995 ; Blöschl, 2001]. Les investigations théoriques du problème d'échelle ont dépassé l'observation in-situ et la compréhension empirique en raison des mesures souvent difficiles et coûteuses, et également à cause de la taille des bassins qui ne permettent pas la réalisation d'un échantillonnage systématique et par conséquent exhaustif. Par ailleurs, il n'est pas possible d'obtenir toutes les caractéristiques d'un bassin versant [Puech, 2000 ; Estupina-Borrell, 2004] et les données exigées par le modèle hydrologique [Marceau, 1994 ; Booij, 2002 ; Western, 1999 ; Blöschl, 1995]. La calibration est d'abord effectuée sur de petits bassins versants et donc à grande échelle représentative. Elle sera extrapolée dans un deuxième temps à des échelles plus petites [McGlynn, 2003].

Dans le cadre de cette étude, la calibration sera réalisée à deux échelles :

- l'échelle du bassin versant du Hérisson d'une surface d'environ 53 km².
- élargissement à l'ensemble du bassin versant de l'Ain dont la surface atteint environ 3766 km².

L'application du modèle au bassin versant du Hérisson a permis de tester plusieurs méthodes se rapportant à la fois aux SIG (modélisation de l'occupation des sols) d'un côté et aux deux modèles (SWAT pour l'hydrologie et WARMF pour la modélisation de l'hydrogéochimie). Par ailleurs, pour un petit bassin, les données utilisées relatives aux différents paramètres d'entrée du modèle (caractères des bassins versants, paramètres des rivières, caractères physiques des sols, l'occupation du sol, météorologies, etc) sont bien connues et donc fiables. Cette finesse tend à s'amenuiser pour les grands bassins versants, élément auquel nous nous sommes confrontés durant les phases de modélisation et de calage comme nous allons le voir ultérieurement. Les analyses comparatives des résultats de simulation des débits des deux bassins versants sont présentées dans le tableau 3.11. Globalement, les résultats des analyses statistiques consignés dans le tableau 3.11 montrent que les débits simulés sont cohérents dans l'ensemble ; cependant et à petite échelle ils sont nettement plus précis que ceux obtenus à grande échelle. Cette situation peut être liée à la différence du niveau de détail et à la précision des données d'entrée du modèle pour les deux bassins versants. En effet, il existe une relation logique entre le degré de précision des données spatiales et l'échelle du bassin versant. Le changement d'échelle modifie la variance de la variable et la précision des données. Le passage d'une échelle à une autre va lisser la variabilité de la variable observée et diminuer ainsi sa variance [Marceau, 1994 ; Booij, 2002 ; Western, 1999 ; Blöschl, 1995]. A titre d'exemple, les données de l'occupation des sols peuvent subir les effets d'échelle dans le cadre de cette étude. Au niveau du sous-bassin du Hérisson (53km²), ces données ont été créées à partir de carte numérique de l'occupation du sol d'une résolution de 28.5m ; tandis que pour le bassin versant de l'Ain (3780 km²), la carte utilisée a une résolution de 100m. La réduction de la résolution de la carte numérique de l'occupation du sol conduit nécessairement à une perte de propriétés spatiales des cartes et donc d'information.

Tableau 3. 11: Analyse comparative de l'erreur de la modélisation des débits de la rivière Hérisson (à Doucier) pour les deux échelles

Paramètre	Petite échelle	Grande échelle
Erreur de volume (EV) %	2.59	6.11
Erreur relative (ER)	-0.01	-0.11
Coefficient efficace (CE)	0.80	0.61
Coefficient de détermination (R2)	0.81	0.60

Source : V-T Nghiem, 2011

3.4. Discussion des résultats de la calibration du modèle WARMF sur l'hydrologie

La calibration du modèle a été effectuée sur la période 1999 - 2007. Celle-ci a été choisie parce qu'elle représente une combinaison d'années sèches, moyennes et humides (précipitations annuelles variant entre 1266 et 2241 mm) et pour la disponibilité des débits mesurés sur la même période. La calibration a couvert une période de 9 ans allant de 1999 à 2007 avec les deux premières années, en l'occurrence 1999 et 2000 dédiées à la stabilisation du modèle. Les débits simulés durant la période 2001 à 2007 ont été utilisés à des fins de comparaison avec les débits observés issus des relevés de la DIREN. L'analyse des résultats et leur comparaison a permis l'ajustement et la précision du modèle.

3.4.1. Discussion des résultats de la modélisation pour le bassin versant du Hérisson

a. Les paramètres utilisés pour la calibration du modèle, et leurs valeurs

Les tableaux 3.12 et 3.13 représentent les principaux paramètres du modèle WARMF qui ont été utilisés pour la calibration hydrologique pour le bassin versant du Hérisson. Trois coefficients météorologiques pour 6 lacs du bassin versant du Hérisson sont reportés dans le tableau 3.12 : les coefficients des précipitations (P_w) ont été calculés à l'aide de l'équation 3.11 (cf 3.4.2), en utilisant les données des précipitations annuelles de la station météorologique du Frasnois. Les gradients verticaux de température ont été obtenus à partir des températures moyennes de cette même station, à l'aide de la relation 3.12 (cf 3.4.2).

Tableau 3. 12: Coefficients météorologiques des lacs du bassin versant du Hérisson

Nom du lac	Pondération des précipitations (P_w)	Gradient vertical de température moyenne (°C)	Facteur de vitesse du vent
Petit Maclu	0.96	0.5	1.1
Grand Maclu	0.96	0.5	1.1
Ilay	0.96	0.2	1.3
Bonlieu	0.92	1.5	1.1
Val	0.9	0.5	1.3
Chambly	0.89	-0.2	1.3

Source : V-T Nghiem, 2011

Pour ce qui est des sous-bassins versants du Hérisson, le tableau 3.13 donne les coefficients qui ont servi à la calibration du modèle sur l'hydrologie. Ils ont été extraits soit par calcul soit de la littérature spécialisée (cf 3.3.2).

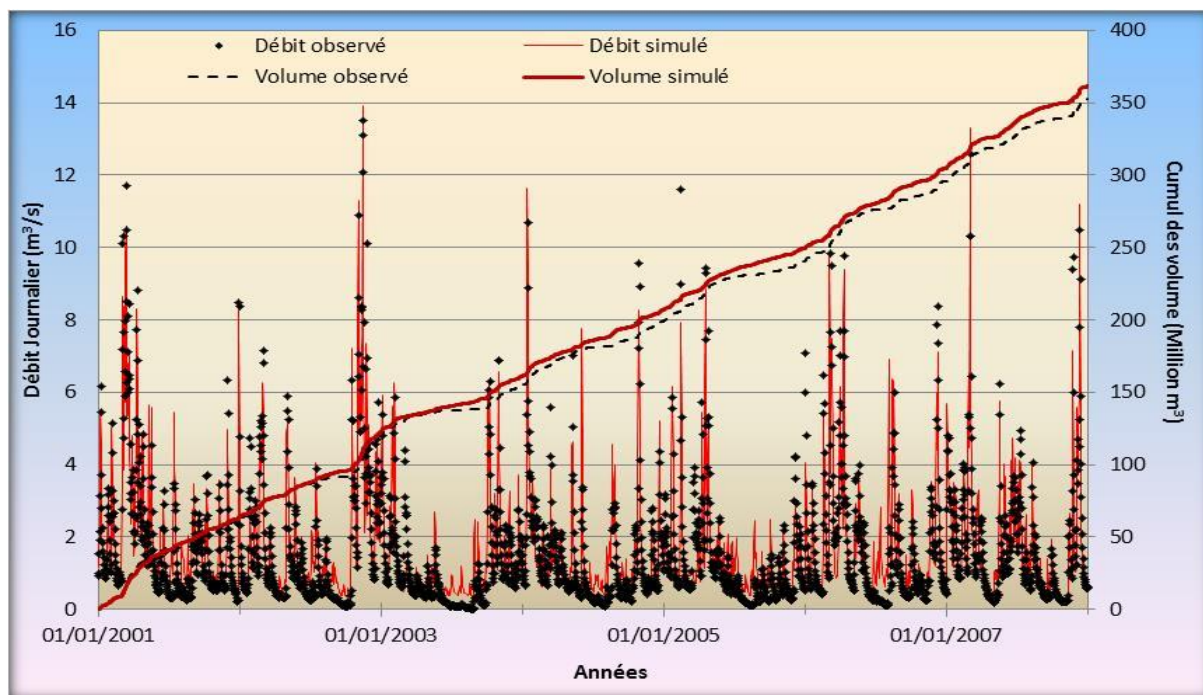
Tableau 3. 13: Coefficients du modèle utilisés pour le calage hydrologique du bassin versant du Hérisson

Coefficients globaux	Valeurs originaux	Sous-Bassin Petit Maclu	Sous-Bassin G.Maclu	Sous-Bassin d'Ilay	Sous-Bassin du Bonlieu	Sous-Bassin du Val	Sous-Bassin de Chambly	L'Aval de Chambly
Evaporation Scaling Multiplier	1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Evaporation Seasonal Skewness	1	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972
Snow Formation Temperature	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Open Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Forested Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Snow Melting Temperature	0	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058
Coefficients du sous-bassin versant								
Precipitation Weighting Multiplier	1	0.96	0.96	0.96	0.92	0.9	0.89	0.83
Average Temperature Lapse	0	0.5	0.5	0.2	1.5	0.5	-0.2	-0.2
Detention Storage (%)	0	25.82	23.32	19.08	26.96	27.88	26.91	29.61
Surface Roughness (Manning's n)	0.1	0.40	0.41	0.42	0.48	0.40	0.39	0.37
Layer 1								
Thickness	15	22	17	18	16	23	26	27
Initial Soil Moisture	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Field Capacity	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.45	0.45
Saturation Moisture	0.45	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.55	0.55
Vertical Hydraulic Cond (cm/d)	200000	291.24	437.23	81.74	458.79	124.79	55.89	85.21
Layer 2								
Thickness	60	45	33	36	33	48	53	55
Initial Soil Moisture	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Field Capacity	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Saturation Moisture	0.45	0.45	0.45	0.45	0.4	0.45	0.45	0.45
Vertical Hydraulic Cond (cm/d)	10000	16.31	15.76	17.83	16.05	13.55	15.18	13.69
Layer 3								
Thickness	80	41	30	31	30	37	41	44
Initial Soil Moisture	0.35	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
Field Capacity	0.15	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
Saturation Moisture	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
Vertical Hydraulic Cond (cm/d)	90	11.89	12.66	15.06	12.48	10.46	11.99	11.90

Source : V-T Nghiem, 2011

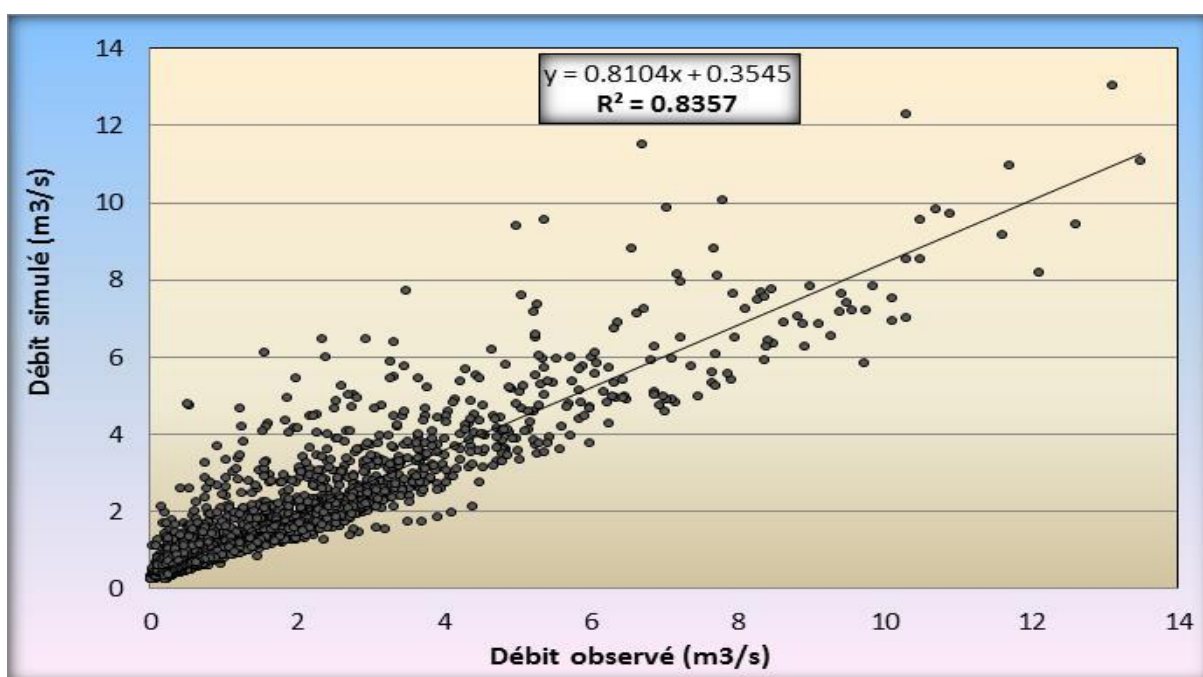
b. Simulation des débits et sa précision dans la phase de calibration

Les débits observés et simulés de la rivière du Hérisson sont reportés sur les figures 3.8 et 3.9. Globalement, ces figures montrent une parfaite adéquation des débits simulés avec les débits mesurés ($R^2 = 0.83$). Cependant, des différences notables sont enregistrées durant les périodes d'étiage, écart qui peut être imputé à l'erreur commise dans l'estimation du flux latéral, biais lié à la formation géomorphologique du bassin.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 8: Débits journaliers observés et simulés du bassin du Hérisson à Doucier



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 9: Corrélation entre les débits observés et simulés du Hérisson à Doucier

Les débits simulés en période de crue sont en très bonne adéquation avec les débits observés (tableau 3.14). L'écart entre les volumes simulés et mesurés durant les périodes de forts débits (hivernales) est de -0.16% ; il est par conséquent inférieur à 10% (la valeur recommandée). A l'inverse et durant les périodes de faibles débits (période basses eaux), les résultats de simulation affichent un écart notable qui reste là encore inférieur au seuil recommandé de 10%. Les débits simulés sont légèrement plus élevés que les débits observés. Une des explications pourrait être liée aux formations géologiques du bassin essentiellement carbonatées et très karstifiées favorisant ainsi les écoulements souterrains durant cette période. Dans le bassin versant du Hérisson, l'épaisseur du sol est très faible (environ 50 cm en moyenne) et couche de sol repose directement sur la roche mère de type calcaire très fissuré. Cette dernière favorise l'écoulement rapide des eaux provenant de la couche sus-jacente, ce qui se traduit par des pics de débits observés plus élevés.

En général, le cumul des volumes simulés est proche des volumes observés, respectivement égale à 360 millions m³ et environ 350 millions m³ (tableau 3.14). L'erreur est estimée à environ 2.62%, inférieure au critère recommandé (10%). De plus, le coefficient de détermination (R²) est égal à 0.84 et le coefficient de Nash supérieur à 0.83, confirmant ainsi la bonne calibration du modèle pour ce bassin versant (tableau 3.15).

La comparaison des résultats de la calibration du modèle WARMF à ceux du modèle SWAT (ANNEXE D), pour le bassin du Hérisson (à Doucier), sur la même période (2001-2007) montrent que le degré de précision pour les deux modèles WARMF et SWAT sont équivalents (R²= 0.84 et 0.80, respectivement). Les erreurs des volumes cumulés (2.62% pour WARMF et 5.08% pour SWAT) indiquent que les deux modèles ont une sensibilité équivalente et un degré de précision identique. Il est important de noter que chacun des modèles utilise des méthodes de calcul différentes.

Tableau 3. 14: Résultats statistiques des volumes du Hérisson à Doucier

	Observation	Simulation	Erreur (%)	Critère recommandé (%)
Total de volume cumulé (10 ⁶ m ³)	352.32	361.56	2.62	+/- 10%
Total volume en saison du Printemps (10 ⁶ m ³)	79.8	86.22	8.05	+/- 30%
Total volume en saison de l'Eté (10 ⁶ m ³)	41.22	46.37	12.49	+/- 15%
Total volume en saison de l'Automne (10 ⁶ m ³)	103.27	101.15	-2.05	+/- 30%
Total volume en saison de l'Hiver (10 ⁶ m ³)	128.03	127.82	-0.16	+/- 10%

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 3. 15: Analyse statistique entre les débits simulés et observés du Hérisson à Doucier

Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée	Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée
R ²	0.836	0.5-1.0	CE (Nash)	0.834	0.5-1.0
REE	0.56	0.0 -0.7	pBias (%)	8.30	-25 à + 25

Source : V-T Nghiem, 2011

3.4.2. Résultats de la calibration du modèle WARMF sur l'hydrologie pour le bassin versant de l'Ain

a. Paramètres utilisés pour la calibration du modèle

Les paramètres utilisés pour la calibration du modèle pour l'hydrologie du bassin versant de l'Ain sont présentés dans les tableaux 3.16, 3.17 et 3.18. Leurs valeurs sont issues des analyses de données de terrain, d'études publiées et de valeurs empiriques (cf 3.4.2).

Les valeurs des principaux paramètres climatiques pour les deux bassins utilisés sont consignées dans le tableau 3.16. Globalement, elles montrent une relative variabilité en adéquation avec la localisation des stations météorologiques utilisées pour leur calcul.

Tableau 3. 16: Coefficients météorologiques des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom du lac	Pondération des précipitations (P_w)	Gradient vertical de température moyenne (°C)	Facteur de vitesse du vent
Petit Maclu	0.96	0.5	1.2
Grand Maclu	0.96	0.5	1.2
Ilay	0.96	0.2	1.3
Bonlieu	0.92	1.5	1.1
Val	0.9	0.5	1.3
Chambly	0.89	-0.2	1.3
Narlay	0.93	0.3	1.1
Vernois	0.93	0.3	0.9
Chalain	0.91	0.3	1.2
Abbaye	1.2	2.01	1.1
Petit Clairvaux	0.93	-0.07	0.9
Grand Clairvaux	0.93	-0.07	1.2
Petit Etival	0.93	-0.06	0.8
Grand Etival	0.93	-0.06	1.0
Vouglans	0.89	1.29	1.4
Coiselet	0.82	-0.5	1.2
Samognat	0.82	-0.5	1.2
Cize-Bolozon	1.22	0.38	1.2
Allement	1.13	0.21	1.1
Nantua	1.17	0.28	1.3
Plan des Lésines	1.0	0.0	1.2

Source : V-T Nghiem, 2011

L'estimation des paramètres climatiques du secteur amont ont été réalisée à l'aide des données de la station météorologique du Frasnais (Tab 3.17) et pour le secteur aval, ce sont les données issues de la station de Pont d'Ain qui ont été appliquées (Tab 3.18).

Tableau 3. 17: Coefficients de calage hydrologique du modèle pour le bassin de l'Ain sur la base de la station météorologique à Frasnais

Coefficients globaux	Valeurs originales	Coefficients pour les sous-bassins versants								
		Angillon	Ain à Sirod	La Saine	Amont de Vouglans	La Bienne	Hérisson et Chalain	Lac de Vouglans	Valouse	Croiselet
Evaporation Scaling Multiplier	1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Evaporation Seasonal Skewness	1	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972
Snow Formation Temperature	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Open Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Forested Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Snow Melting Temperature	0	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058
Coefficients du sous-bassin versant										
Precipitation Weighting Multiplier	0	0.88	0.89	1.0	0.93	0.93	0.95	0.89	0.84	0.82
Average Temperature Lapse	0	0.50	0.46	0.0	0.07	-0.17	0.2	-0.29	-0.43	-0.50
Detention Storage	0	29.08	30.44	27.77	28.40	27.20	28.17	25.90	29.76	27.41
Surface Roughness (Manning's n)	0.1	0.39	0.37	0.41	0.37	0.40	0.41	0.36	0.37	0.36
Layer 1										
Thickness (cm)	35	19.326	17.865	21.027	17.720	20.530	19.293	21.200	18.278	20.795
Initial Soil Moisture	0.3	0.315	0.316	0.317	0.317	0.316	0.334	0.347	0.325	0.348
Field Capacity	0.4	0.268	0.381	0.380	0.380	0.380	0.385	0.379	0.380	0.465
Saturation Moisture	0.5	0.459	0.471	0.454	0.457	0.444	0.460	0.449	0.459	0.455
Horizontal Hydraulic	1500	267.983	173.022	379.382	157.344	319.516	129.817	173.584	113.254	143.650
Layer 2										
Thickness (cm)	100	17.321	17.677	17.599	17.240	16.851	17.859	20.761	17.183	20.223
Initial Soil Moisture	0.4	0.351	0.352	0.352	0.350	0.350	0.366	0.376	0.358	0.377
Field Capacity	0.35	0.246	0.326	0.318	0.314	0.309	0.313	0.309	0.314	0.312
Saturation Moisture	0.45	0.400	0.412	0.398	0.393	0.382	0.390	0.387	0.391	0.389
Horizontal Hydraulic	1200	13.358	12.469	13.937	13.794	14.755	15.703	16.671	14.681	16.785
Layer 3										
Thickness (cm)	80	68.233	90.783	50.253	81.588	44.051	59.040	53.678	69.747	54.049
Initial Soil Moisture	0.22	4.513	4.147	4.425	4.171	4.146	4.263	4.238	4.571	3.660
Field Capacity	0.22	0.249	0.278	0.264	0.269	0.258	0.263	0.263	0.270	0.267
Saturation Moisture	0.35	0.344	0.345	0.344	0.346	0.343	0.344	0.356	0.343	0.353
Horizontal Hydraulic	500	11.584	11.444	11.656	11.913	11.846	11.878	12.727	11.746	12.489

Source : V-T Nghiem, 2011

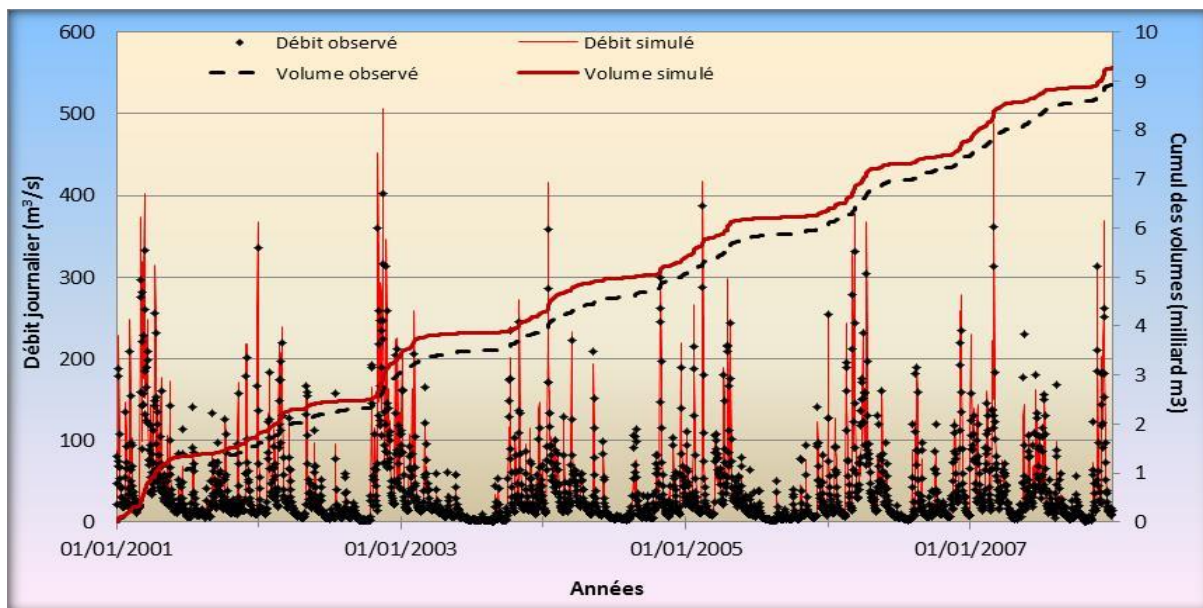
Tableau 3. 18: Coefficients de calage hydrologique du modèle pour le bassin de l'Ain sur la base de la station météorologique à Pont d'Ain

Coefficients globaux	Valeurs originales	Coefficients pour les sous-bassins versants							
		Albarine	Toison	Cisez-Boluzon	Suran	Allement	Oignin	Ain à Pont d'Ain	Aval de l'Ain
Evaporation Scaling Multiplier	1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Evaporation Seasonal Skewness	1	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972	0.972
Snow Formation Temperature	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Open Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Forested Area Snow Melt Rate	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Snow Melting Temperature	0	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058	0.058
Coefficients du sous-bassin									
Precipitation Weighting Multiplier	0	1.0	1.0	1.22	1.11	1.13	1.17	1.02	1.0
Average Temperature Lapse	0	0.0	0.0	0.38	0.78	0.21	0.28	0.04	0.0
Detention Storage (%)	0	27.68	25.40	27.07	29.85	28.12	25.98	26.80	26.45
Surface Roughness (Manning's n)	0.1	0.37	0.27	0.40	0.37	0.38	0.38	0.34	0.24
Layer 1									
Thickness (cm)	35	18.649	16.135	19.757	17.832	19.771	20.119	16.921	13.891
Initial Soil Moisture	0.3	0.312	0.301	0.335	0.326	0.339	0.302	0.302	0.274
Field Capacity	0.4	0.387	0.383	0.389	0.389	0.389	0.386	0.385	0.381
Saturation Moisture	0.5	0.382	0.379	0.384	0.384	0.384	0.381	0.381	0.377
Horizontal Hydraulic	1500	193.003	45.228	152.956	73.454	129.069	357.848	108.870	45.950
Layer 2									
Thickness (cm)	100	16.596	17.268	18.411	16.872	18.677	16.872	15.495	16.240
Initial Soil Moisture	0.4	0.344	0.330	0.366	0.358	0.370	0.334	0.332	0.305
Field Capacity	0.35	0.309	0.295	0.319	0.320	0.320	0.306	0.300	0.293
Saturation Moisture	0.45	0.343	0.328	0.355	0.355	0.355	0.340	0.334	0.325
Horizontal Hydraulic	1200	14.266	12.787	15.794	14.874	16.127	13.498	13.681	9.641
Layer 3									
Thickness (cm)	80	62.036	96.244	57.284	70.709	57.276	52.882	72.959	127.132
Initial Soil Moisture	0.22	4.176	4.764	4.644	4.640	4.505	3.969	4.330	4.278
Field Capacity	0.22	0.263	0.256	0.273	0.276	0.274	0.254	0.258	0.253
Saturation Moisture	0.35	0.334	0.325	0.347	0.351	0.348	0.322	0.328	0.321
Horizontal Hydraulic	500	12.064	12.772	12.084	11.743	12.126	12.233	12.168	12.693

Source : V-T Nghiem, 2011

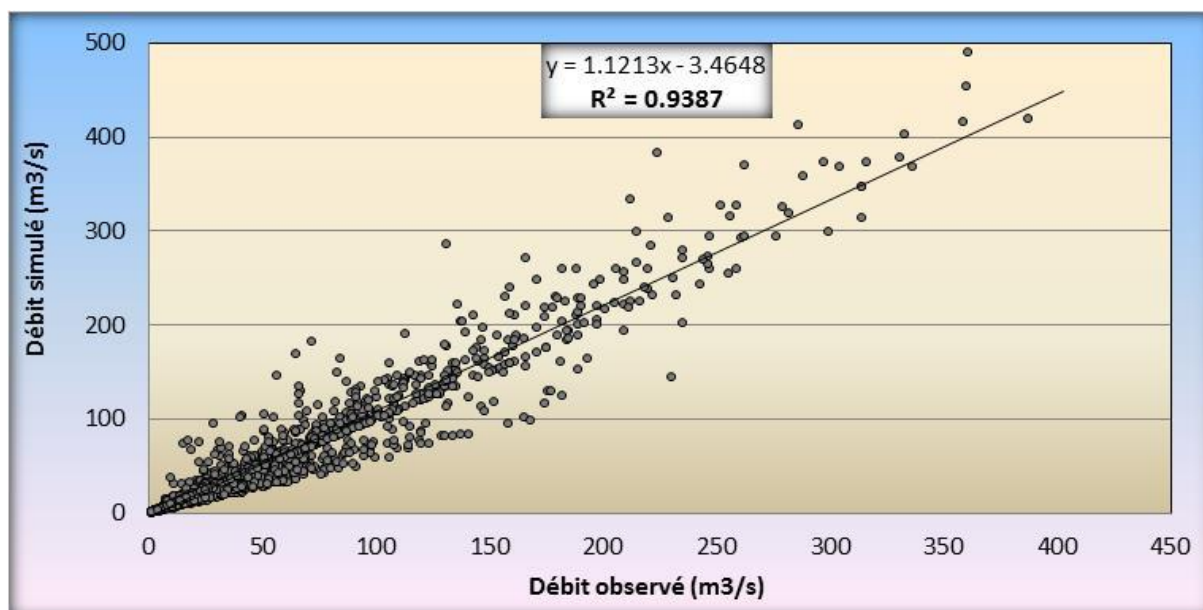
b. Evaluation de la précision du modèle WARMF appliqué au bassin versant de l'Ain

Les figures 3.10 et 3.11 montrent que les courbes des débits observés et simulés affichent une tendance quasi similaire avec des écarts relativement bas. Cependant, les débits de pointe des années 2003 et 2007 enregistrent un écart conséquent (figure 3.10). Ces deux années se distinguent par la sécheresse aigue marquée par des niveaux d'eau relativement bas en été. La régulation des débits était de mise à cette période en particulier à la sortie du barrage de Vouglans, renforcée accessoirement par les formations géologiques essentiellement carbonatées de la partie amont du bassin qui ont vu probablement leurs réserves baisser considérablement. En effet, dans cette partie, le caractère karstique de la zone favorise les écoulements souterrains



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 10: Courbes des débits observés et simulés à la station du Cernon (à l'aval du barrage de Vouglans)



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 11: Corrélation entre les débits observés et simulés à la station du Cernon

Les erreurs relatives entre les volumes observés et simulés reportées dans le tableau 3.19 sont nettement inférieures aux valeurs issues de la littérature et considérées comme des valeurs seuils et donc recommandées pour évaluer la précision du modèle. Le volume observé de l'Ain à la station du Cernon s'élève à environ 8.92 milliard m³, tandis que le volume simulé au même point atteint 9.27 milliard m³ donnant par cela une erreur de 3.59%, valeur inférieure à celle de 10%. De la même manière, l'erreur commise sur le volume en été (7.07%) est inférieure aux 15% préconisés. Les erreurs pour les autres saisons (Automne, Hiver et Printemps) restent aussi dans des limites acceptables.

Tableau 3. 19: Résultat du traitement statistique appliqué aux volumes journaliers à la station du Cernon

Erreur de simulation	Observation (10 ⁹ m ³)	Simulation (10 ⁹ m ³)	Erreur (%)	Critère recommandé (%)
Total de volume cumulé	8.92	9.24	3.59	+/- 10%
Total volume en saison du Printemps	2.00	1.94	-3.00	+/- 30%
Total volume en saison de l'Eté	0.99	1.06	7.07	+/- 15%
Total volume en saison de l'Automne	2.64	2.83	7.20	+/- 30%
Total volume en saison de l'Hiver	3.29	3.41	3.65	+/- 10%

Source : V-T Nghiem, 2011

Les résultats des traitements statistiques montrent une erreur moyenne faible (pBias = 7.02%) (Tableau 3.20) et des valeurs de R² et de CE (Nash) relativement élevées, toutes supérieures à 0.9. Le coefficient d'efficacité (CE) entre les débits observés et simulés est de 0.936 ; selon le critère de Nash (CE >=0.5), les résultats obtenus pour cette phase de calibration, peuvent donc être considérés comme acceptables.

Tableau 3. 20: Analyse comparative entre les débits simulés et observés pour l'Ain à Cernon

Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée	Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée
R ²	0.939	0.5-1.0	CE (Nash)	0.936	0.5-1.0
REE	0.61	0.0-0.7	pBias (%)	7.02	-25 à + 25

Source : V-T Nghiem, 2011

Le tableau 3.21 présente l'évaluation de la précision aux 16 points d'observations du bassin versant de l'Ain. Les paramètres tels que le pourcentage d'erreur entre les débits observés et simulés (pBias), le coefficient efficace (CE), l'erreur de volume (EV) et le coefficient de détermination (R²) ont été calculés pour chacune des stations hydrologiques, afin de connaître le degré de précision, et donc de validité, du modèle sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain. Toutes les stations considérées affichent des valeurs d'EV et de pBias assez satisfaisantes et es coefficients CE (Nash) et R² relativement élevés. En effet, CE varie entre 0.55 et 0.94, valeurs supérieures à celle de 0.5 recommandée par Nash.

Tableau 3. 21: Evaluation de la précision de la modélisation hydrologique aux emplacements de calibration pour le bassin versant de l'Ain

Code de station	Nom de station	Erreur de volume (EV) %	pBias (%)	Coefficient efficace-Nash (CE)	Coefficient de détermination (R2)
V2206010	Hérisson à Doucier	2.62	8.30	0.83	0.84
V2012010	Ain à Bour-de-Sirod	7.58	3.17	0.69	0.71
V2030410	Saine à Syam	18.47	7.10	0.63	0.64
V2114010	Angillon à Champagnole	-6.1	-9.00	0.69	0.70
V2202010	Ain à Marigny	11.62	2.17	0.67	0.70
V2420560	Tacon à Saint-Claude	-9.11	-2.61	0.61	0.65
V2444020	Bienne à Jeurre	-20.13	-7.77	0.58	0.61
V2322010	Ain à Cernon (Vouglans)	3.59	7.02	0.94	0.94
V2814040	Suran à Germagnant	-1.67	-11.5	0.62	0.67
V2814020	Suran à Neuville-sur Ain	9.69	1.91	0.67	0.68
V2814030	Suran à Pont d'Ain	-7.53	-14.89	0.52	0.51
V2712010	Ain à Pont d'Ain	-5.29	-7.61	0.65	0.73
V2924010	Albarine à Bugey	10.98	5.90	0.66	0.65
V2934010	Albarine à Pont- Saint-Denis	11.72	3.63	0.55	0.55
V2945210	Toison à Rignieux-le-Franc	9.58	3.15	0.66	0.67
V2942010	Ain à Chazey sur Ain	-11.43	-6.37	0.61	0.69

Source : V-T Nghiem, 2011

3.5. Impacts du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur la dynamique hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain

3.5.1. Evaluation de l'impact du changement de l'occupation du sol sur l'évolution hydrologique

a. Scénarios de l'occupation du sol attendus pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain

L'incidence directe du changement de l'occupation du sol sur la ressource en eau est réelle et les effets qui en découlent porteront principalement sur l'évolution des taux d'infiltration, de l'évaporation, du stockage de l'eau dans le sol et de la retenue de l'eau par la végétation (interception), etc. [Brémaud, 2006 ; Weatherhead et Howden, 2009]. Plusieurs études ont démontré que la déforestation ou le boisement et l'urbanisation peuvent modifier considérablement la réponse hydrologique saisonnière et annuelle d'un bassin versant [Karvonen, 1999 ; Weatherhead, 2009 ; Mango, 2011]. Ainsi, la compréhension des processus hydrologiques et l'évaluation de l'impact du changement de l'occupation des sols sur la dynamique hydrologique est essentielle pour l'amélioration de l'environnement [Hubert-Moy, 2006 ; Clark, 2008 ; Cosandey, 2002 ; Hoang. KH, 2007; Pechlivanidis, 2011].

Pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain, l'occupation des sols a nettement changé durant la période 1975-2010 [Nghiem, Nedjai et al., 2013]. Les différents traitements

montrent que ce phénomène se poursuivra avec un léger ralentissement vers 2030 [Nghiem, Nedjai et al., 2011 ; Nghiem, Nedjai et al., 2013].

Afin d'étudier les conséquences du changement de l'occupation des sols sur l'évolution quantitative de la ressource en eau, trois scénarios issus des simulations effectuées sur la période 1975 à 2012 ont été analysés :

- le scénario de base (référence) correspondant aux conditions actuelles de l'occupation du sol (2010) qui a été utilisé pour la calibration du modèle,
- deux autres scénarios correspondant aux années 2020 et 2030 ont été utilisés pour étudier l'effet du changement de l'occupation du sol sur la dynamique hydrologique à venir. Les deux sont issus de l'application du modèle LCM (Land Changer Modeler) (cf. Chapitre 2) aux deux bassins versants.

L'évaluation quantitative des principales caractéristiques de la dynamique hydrologique a porté sur l'évolution des débits des rivières et des volumes d'eau des lacs. L'analyse détaillée a été réalisée en deux points d'observation, en l'occurrence les exutoires des bassins du Hérisson et de l'Ain. Pour les volumes d'eau, les lacs d'Ilay et de Vouglans ont servi de points de référence. Les résultats d'analyse des autres points d'observation du bassin versant de l'Ain sont consignés dans le tableau 3.25.

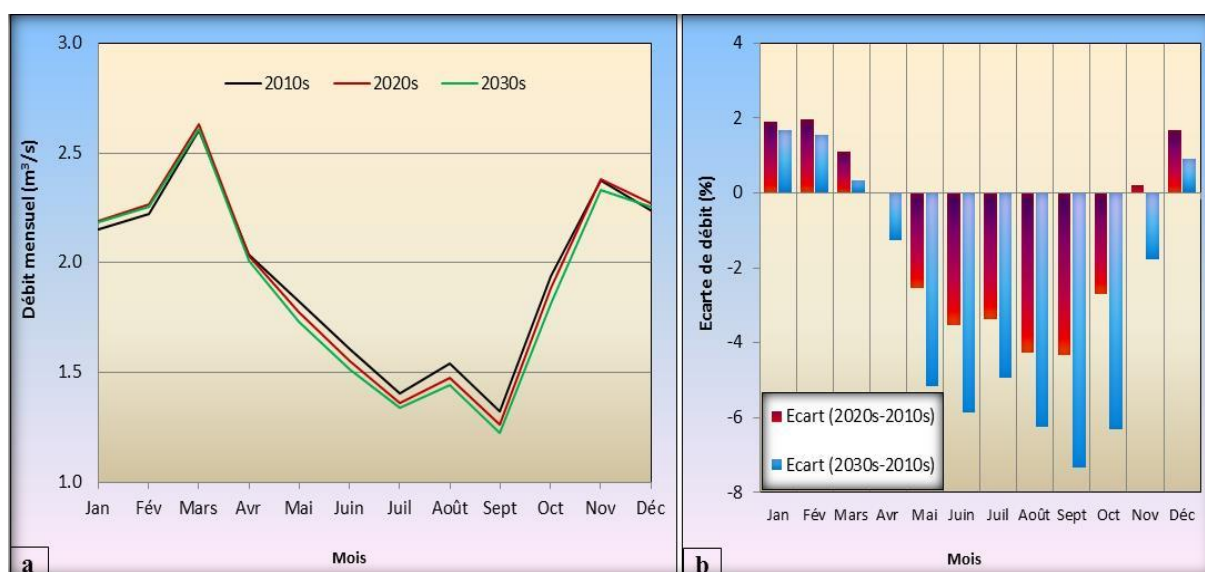
b. Effets du changement de l'occupation des sols sur l'hydrologie

Les résultats de l'analyse de l'évolution des débits à Doucier (exutoire du Hérisson) et à Chazey-sur-Ain (exutoire de l'Ain) sont présentés dans les figures 3.12 et 3.13, et l'évolution des volumes d'eau des lacs sont illustrés dans les figures 3.14 et 3.14. Les courbes de «2010s», «2020s» et «2030s» présentent les débits et les volumes simulés correspondant, respectivement, à l'occupation des sols de 2010, 2020 et 2030. Plusieurs constats peuvent être faits à la lecture de ces figures :

- une réelle évolution des débits et des volumes est préconisée pour le futur. Les variations sont plus marquées selon les saisons, lesquelles peuvent être imputées au changement des surfaces forestières. On constate que pour les bassins qui enregistrent une hausse des surfaces boisées (forêts), les débits et les volumes d'eau affichent une baisse sensible (Tableaux 3.22 et 3.23). Ce phénomène s'explique principalement par l'interception et par conséquent l'augmentation de la capacité de rétention de l'eau par les arbres pendant la saison des pluies, et par l'augmentation de l'évapotranspiration pendant la saison sèche. En effet, la présence d'un couvert végétal dense entrave considérablement l'arrivée de l'eau au sol par un processus d'interception qui retient une fraction des pluies ; fraction qui est susceptible, ensuite, de s'évaporer plus rapidement durant la saison sèche et moins rapidement pendant la saison des pluies [Bultot, 1972 ; Aussenac, 1975 ; Dumas, 2009]. A titre d'exemple, l'analyse de la relation qui lie les précipitations à la quantité d'eau arrivant au sol dans les milieux forestiers du massif de la Chartreuse, a montré que la variabilité de l'interception sous la canopée dépend de l'intensité des précipitations [Dumas, 2009]. Le taux d'interception est maximal pour les précipitations très faibles et inversement.
- les courbes des débits mensuels à Doucier (sur le Hérisson) et Chazey-sur-Ain, pour les différents états de l'occupation du sol correspondant aux années 2010, 2020 et 2030 (figures 3.12 et 3.13) montrent que les débits pour l'occupation du sol de 2030 chutent fortement durant la saison estivale (juillet à octobre). Une baisse des débits mensuels, estimée à environ -7.8%, a été enregistrée à Doucier en Septembre (figure 3.12b) et de -10% à Chazey-sur-Ain pour le mois d'Août (figure 3.13b). Cela peut être expliqué par le fait que les forêts sont encore vertes pendant ces mois et ont une

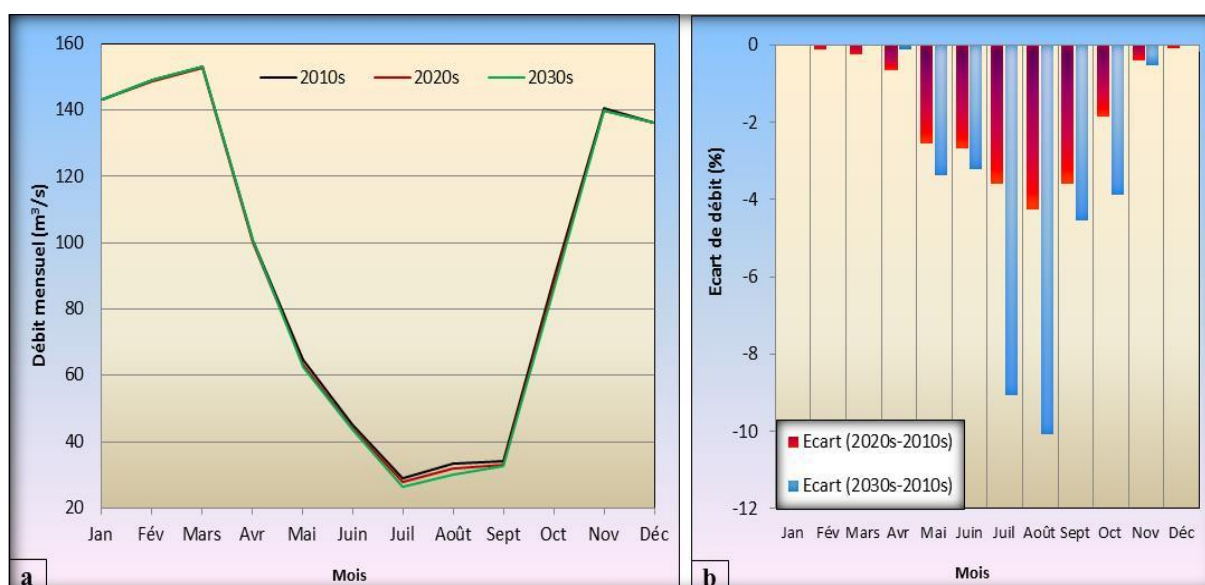
interception plus forte des précipitations en Août et Septembre (mois de précipitations faibles).

- la comparaison entre les débits mensuels pour l'occupation du sol de 2010 et ceux pour les occupations de 2020 et 2030, montre une stabilité relative pendant la saison de pluies (janvier à mars). Bien que les précipitations mensuelles enregistrent des taux relativement importants au cours de cette saison (environ 170 mm), les différences relatives de débits mensuels entre 2010s et 2030s ne dépassent pas 2% aux deux points d'observation, en l'occurrence à Doucier et à Chazey-sur-Ain. Cela peut être expliqué par le fait que, durant la période hivernale (janvier à mars), les feuillus ont perdu leurs feuilles, et donc ne peuvent plus intercepter les précipitations quelle que soit l'année considérée.



Source : V-T Nghiem, 2011

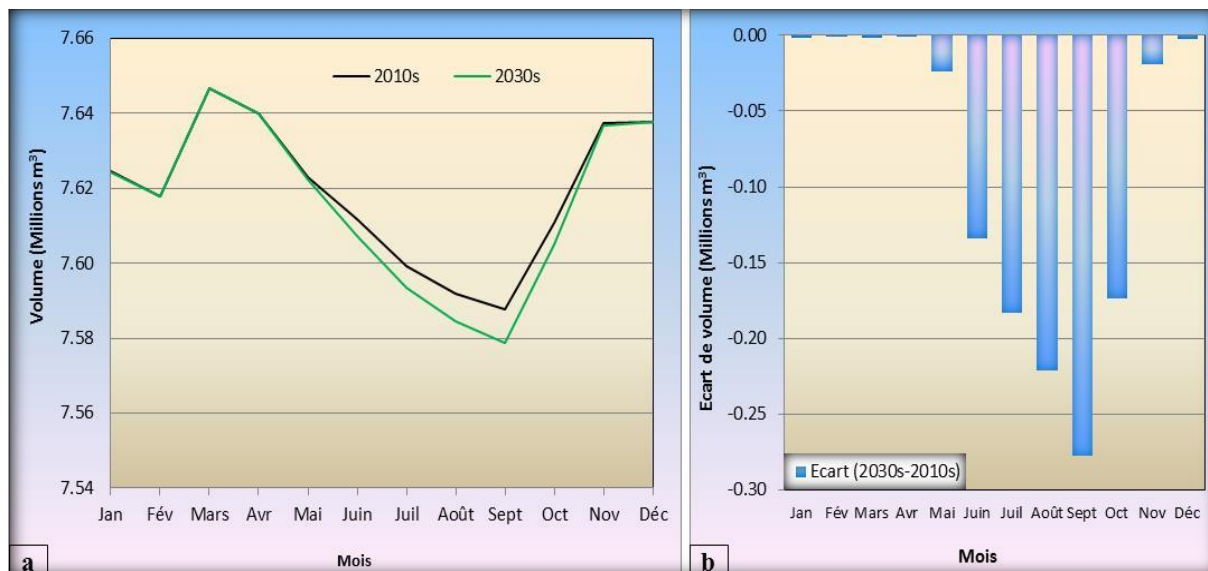
Figure 3. 12: Evolution des débits à Doucier



Source : V-T Nghiem, 2011

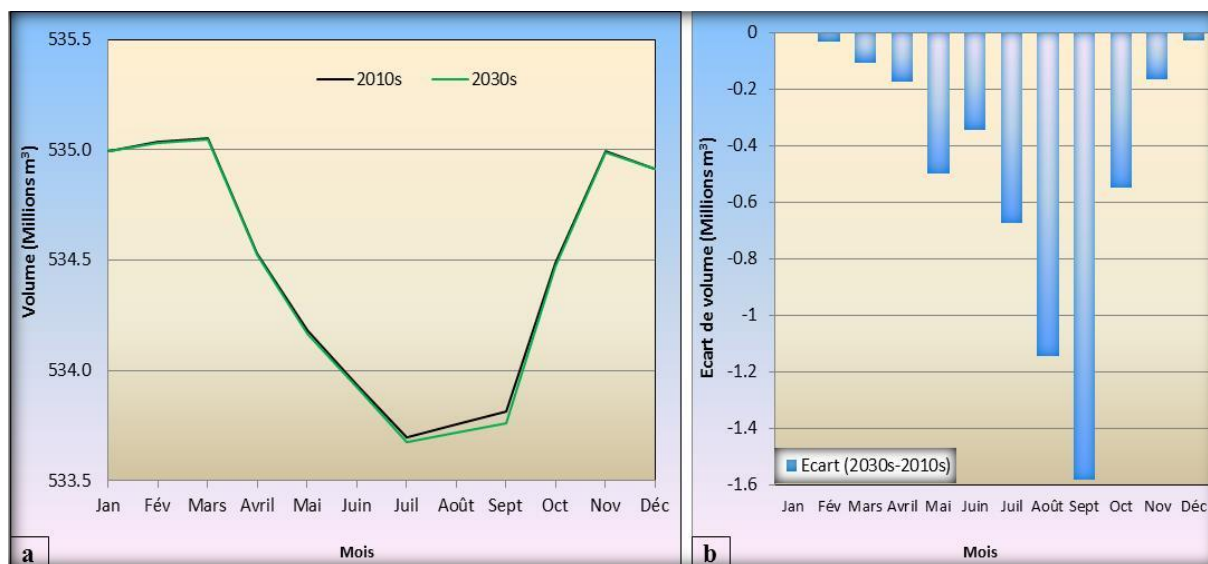
Figure 3. 13 : Evolution des débits à Chazey-sur-Ain

- au niveau des lacs, la comparaison entre les courbes du volume mensuel correspondant à l'occupation des sols de 2010 et 2030, montre une baisse relative. Cette baisse est estimée de 0.01 à 0.3 millions m³, soit de 0.12 à 3.95% pour le lac d'Ilay (figure 3.14). Pour le lac de Vouglans, la baisse maximale du volume peut atteindre 1.6 millions m³ en septembre pour la même période (figure 3.15).



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 14: Evolution du volume d'eau du lac d'Ilay



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3. 15: Analyse comparative des volumes d'eau du lac de Vouglans

Les tableaux 3.22, 3.23, 3.24 traduisent la relation entre le taux de surface forestière et les débits, pour les trois dates : 2010s, 2020s et 2030s. Une augmentation des surfaces de forêt provoquera une diminution des débits, lesquels comme les volumes varient selon les saisons. Les plus fortes variations sont enregistrées durant les périodes estivales, en l'occurrence de juin à septembre et inversement, c'est durant la période hivernale que celles-ci sont les plus faibles.

Tableau 3. 22: Relation entre le taux du changement de forêt et l'évolution des débits du bassin du Hérisson

Temps (Mois)	Q_{2010s} (m³/s) 72.00% forêts	Q_{2020s} (m³/s) 74.07% forêts	Q_{2030s} (m³/s) 75.80% forêts	Ecart (2020s-2010s) % 2,07% forêt augmentée	Ecart (2030s-2010s) % 3,80% forêt augmentée
Janvier	2.15	2.19	2.19	1.90	1.66
Février	2.22	2.26	2.26	1.96	1.54
Mars	2.60	2.63	2.61	1.08	0.33
Avril	2.03	2.03	2.01	-0.03	-1.26
Mai	1.82	1.78	1.73	-2.56	-5.18
Juin	1.61	1.55	1.51	-3.55	-5.85
Juillet	1.41	1.36	1.34	-3.38	-4.94
Août	1.54	1.47	1.44	-4.28	-6.25
Septembre	1.32	1.26	1.22	-4.32	-7.35
Octobre	1.94	1.88	1.82	-2.71	-6.33
Novembre	2.38	2.38	2.33	0.19	-1.79
Décembre	2.24	2.27	2.26	1.65	0.91
Annuel	1.94	1.92	1.89	-1.17	-2.88

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 3. 23: Relation entre le taux du changement de forêt et l'évolution des débits du bassin de l'Ain

Temps (Mois)	Q_{2010s} (m³/s) 66.72% forêts	Q_{2020s} (m³/s) 69.17% forêts	Q_{2030s} (m³/s) 71.20% forêts	Ecart (2020s-2010s) % 2,45% forêt augmentée	Ecart (2030s-2010s) % 4,48% forêt augmentée
Janvier	143.32	143.31	143.30	-0.01	-0.01
Février	149.01	148.85	149.01	-0.11	0.00
Mars	153.21	152.85	153.16	-0.23	-0.03
Avril	100.90	100.23	100.79	-0.66	-0.11
Mai	64.69	63.05	62.52	-2.54	-3.36
Juin	45.10	43.89	43.65	-2.68	-3.21
Juillet	28.89	27.85	26.27	-3.59	-9.05
Août	33.48	32.05	30.10	-4.27	-10.07
Septembre	34.22	32.99	32.67	-3.59	-4.54
Octobre	89.15	87.48	85.68	-1.87	-3.89
Novembre	140.54	139.96	139.79	-0.41	-0.53
Décembre	136.24	136.13	136.20	-0.08	-0.02
Annuel	93.23	92.39	91.93	-1.67	-2.90

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 3. 24: Impact du changement de l'occupation des sols sur l'évolution des débits du bassin versant de l'Ain

Temps (en mois)	Q _{2010s} (m ³ /s)	Q _{2020s} (m ³ /s)	Q _{2030s} (m ³ /s)	Ecart (2020s-2010s) %	Ecart (2030s-2010s) %
1, Position d'observation hydrologique de l'Ain à Sirod					
Janvier	12.86	12.85	12.85	-0.03	-0.05
Février	12.60	12.68	12.72	0.57	0.91
Mars	18.74	18.75	18.77	0.05	0.18
Avril	10.96	10.81	10.77	-1.30	-1.67
Mai	4.38	4.25	4.17	-2.96	-4.86
Juin	3.03	2.96	2.91	-2.52	-4.05
Juillet	1.43	1.38	1.32	-4.01	-7.76
Août	1.10	1.08	1.04	-2.62	-5.83
Septembre	1.86	1.80	1.77	-2.76	-4.60
Octobre	4.43	4.27	4.15	-3.58	-6.38
Novembre	12.27	12.25	12.23	-0.15	-0.29
Décembre	12.29	12.28	12.29	-0.04	-0.04
2, Position d'observation hydrologique de l'Angillon à Champagnol					
Janvier	7.31	7.31	7.31	-0.02	-0.03
Février	7.38	7.37	7.37	-0.09	-0.07
Mars	10.72	10.70	10.71	-0.17	-0.16
Avril	6.14	6.10	6.09	-0.60	-0.62
Mai	2.55	2.50	2.47	-1.71	-2.97
Juin	1.87	1.82	1.79	-2.68	-4.39
Juillet	1.01	0.97	0.94	-4.20	-7.54
Août	0.79	0.77	0.74	-2.88	-5.84
Septembre	1.11	1.05	1.02	-5.19	-8.23
Octobre	2.51	2.46	2.41	-1.97	-3.97
Novembre	6.84	6.83	6.82	-0.14	-0.27
Décembre	6.94	6.93	6.92	-0.18	-0.24
3, Position d'observation hydrologique de la Saine à Syam					
Janvier	16.64	16.63	16.63	-0.03	-0.06
Février	16.78	16.77	16.77	-0.06	-0.03
Mars	24.18	24.15	24.16	-0.13	-0.10
Avril	14.10	14.06	14.07	-0.30	-0.17
Mai	5.40	5.25	5.15	-2.68	-4.48
Juin	3.73	3.66	3.61	-1.80	-3.06
Juillet	1.74	1.67	1.62	-3.93	-6.62
Août	1.32	1.27	1.22	-3.82	-7.69
Septembre	2.39	2.32	2.27	-3.08	-5.08
Octobre	5.72	5.49	5.33	-3.86	-6.81
Novembre	16.00	15.96	15.94	-0.21	-0.38
Décembre	15.95	15.94	15.94	-0.06	-0.06
4, Position d'observation hydrologique de la Bienne à Jeurre					
Janvier	40.70	40.69	40.69	-0.01	-0.03
Février	42.83	42.82	42.82	-0.03	-0.04
Mars	43.80	43.76	43.74	-0.10	-0.15
Avril	27.47	27.40	27.37	-0.22	-0.36

Modélisation hydrologique du bassin versant de l'Ain

Mai	18.82	18.57	18.38	-1.34	-2.35
Juin	11.67	11.45	11.25	-1.83	-3.58
Juillet	7.11	6.91	6.64	-2.75	-6.58
Août	9.19	8.92	8.53	-2.94	-7.14
Septembre	9.26	9.04	8.82	-2.33	-4.69
Octobre	28.59	27.99	27.41	-2.08	-4.14
Novembre	42.30	42.18	42.06	-0.28	-0.56
Décembre	39.20	39.19	39.19	-0.01	-0.03
5, Position d'observation hydrologique du Suran à Pont d'Ain					
Janvier	25.89	25.89	25.89	-0.01	-0.02
Février	24.99	24.97	24.99	-0.11	0.00
Mars	37.06	36.98	37.05	-0.23	-0.03
Avril	21.16	21.02	21.13	-0.67	-0.11
Mai	8.73	8.56	8.48	-1.94	-2.85
Juin	6.52	6.35	6.30	-2.68	-3.42
Juillet	3.93	3.71	3.66	-5.59	-7.07
Août	4.36	4.14	3.96	-5.07	-9.07
Septembre	4.76	4.64	4.59	-2.58	-3.53
Octobre	12.12	11.89	11.65	-1.87	-3.89
Novembre	25.54	25.44	25.41	-0.41	-0.53
Décembre	24.80	24.78	24.80	-0.08	-0.02
6, Position d'observation hydrologique de l'Ain à Pont d'Ain					
Janvier	199.45	199.27	199.42	-0.09	-0.01
Février	195.39	195.23	195.36	-0.08	-0.01
Mars	287.03	286.65	286.01	-0.13	-0.36
Avril	169.77	169.49	169.39	-0.16	-0.22
Mai	63.79	62.42	61.89	-2.14	-2.98
Juin	44.90	43.97	43.22	-2.08	-3.75
Juillet	20.78	19.56	19.21	-5.89	-7.55
Août	17.29	16.36	15.71	-5.37	-9.15
Septembre	28.67	27.91	27.45	-2.67	-4.28
Octobre	70.43	69.12	67.68	-1.87	-3.91
Novembre	189.96	189.19	188.56	-0.41	-0.74
Décembre	189.29	189.15	189.04	-0.08	-0.13
7, Position d'observation hydrologique de l'Albarine à Pont-saint-Denis					
Janvier	20.99	20.97	20.99	-0.11	-0.02
Février	21.88	21.86	21.86	-0.09	-0.12
Mars	30.16	30.07	30.04	-0.30	-0.41
Avril	17.29	17.25	17.25	-0.26	-0.21
Mai	6.94	6.81	6.74	-2.00	-2.92
Juin	4.99	4.87	4.81	-2.38	-3.71
Juillet	2.59	2.43	2.37	-6.15	-8.35
Août	2.33	2.21	2.07	-5.40	-11.36
Septembre	3.19	3.14	3.10	-1.66	-2.92
Octobre	8.20	8.07	7.93	-1.67	-3.40
Novembre	20.13	20.01	20.00	-0.61	-0.63
Décembre	19.97	19.92	19.91	-0.23	-0.28

Source : V-T Nghiem, 2011

3.5.2. Effets du changement climatique sur la dynamique hydrologique du bassin versant de l'Ain

Plusieurs études régionales effectuées sur le bassin versant du Rhône montrent que le réchauffement climatique et la diminution des précipitations deviendront sensibles d'ici à l'horizon 2030 [Martin et Salas y Méliá, 2010 ; ONERC, 2012 ; Somot et al, 2008 ; Quintana, 2008 ; Amigues, 2006 ; CESE-Franche-Comté, 2010 ; Fabre, 2012]. Une synthèse des résultats de ces études a été présentée dans le paragraphe 1.5.3. Pour ce qui est du bassin versant de l'Ain, nous avons évalué les effets de ce phénomène sur la dynamique hydrologique en utilisant deux scénarios :

- scénario 1A : la température augmente de 1.0°C et les précipitations diminuent de 10%.
- scénario 2A : la température augmente de 2.0°C et les précipitations diminuent de 10%.

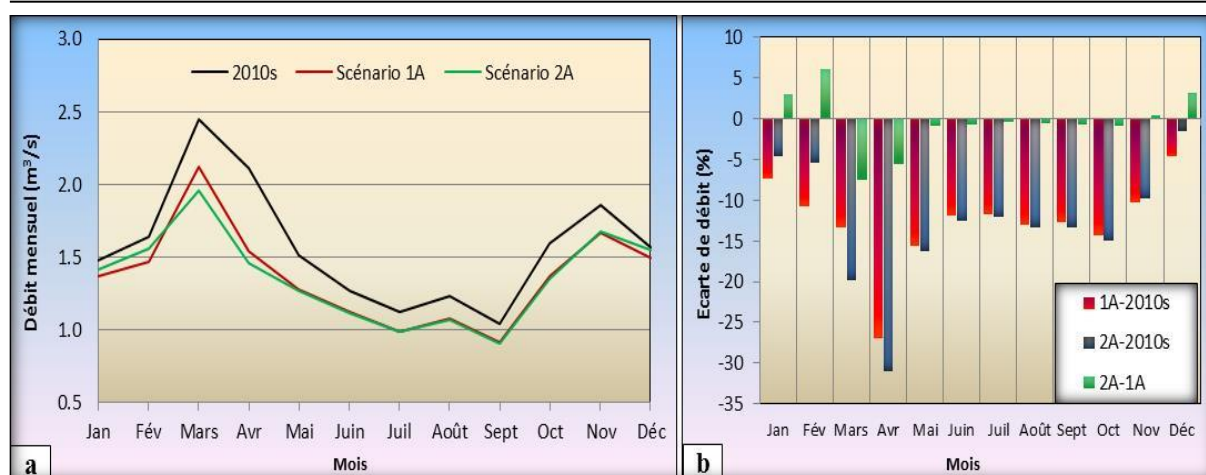
Pour les deux scénarios, les simulations hydrologiques sont effectuées sur la base de l'occupation du sol de 2010, considérée comme une année de référence pour cette étude. Les débits diminueront pour tous les mois de l'année, mais leurs taux de diminution seront plus importants pour les mois de Mars et d'Avril, à l'horizon 2030 (Figures 3.16 et 3.17).

Dans le cas du Hérisson, le débit moyen correspondant aux conditions climatiques actuelles (référence) est de 1.57m³/s tandis que ceux correspondant aux scénarios climatiques 1A et 2A fluctuent respectivement autour de 1.37 et de 1.36 m³/s. En moyenne, les débits relatifs aux scénarios 1A et 2A diminueront donc d'environ -13.11 et -13.64% par rapport à l'état de référence. La figure 3.16 montre que, selon les mois, cette diminution peut fluctuer de -26% à -5% et de -30% à -0.9%, pour les scénarios 1A et 2A et la diminution maximale est observée au mois d'avril.

Pour le bassin versant de l'Ain, l'évolution des débits suit une même tendance que celle observée au bassin versant du Hérisson mais relativement moins accentuée. En effet, le débit moyen, qui pour le cas de référence est égal à 93.23 m³/s, diminue pour atteindre 84.70 et 83.53 m³/s, ce qui représente une diminution de -9.14 et -10.40%), pour les scénarios 1A et 2A respectivement. La figure 3.17 montre que la diminution de débit mensuel peut varier de -20.9 à -3.7% et de -24.9 à -4.3%, pour les scénarios 1A et 2A.

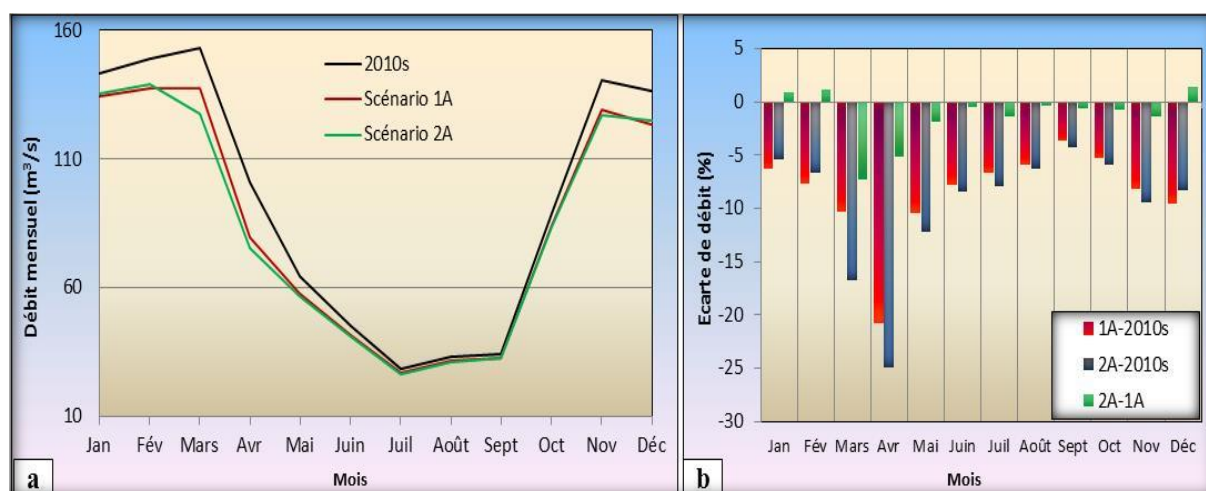
Les principaux constats des effets engendrés par le changement climatique sur les débits des rivières montrent les différences entre les débits pour le cas de référence et pour le scénario 1A, compte tenu du réchauffement ainsi que de la diminution des précipitations, sont en moyenne annuelle de -13.11% (au Hérisson) et de -9.15% (à l'Ain). A l'inverse, la comparaison des débits pour les scénarios 1A et 2A met en évidence que l'effet du réchauffement sur ces débits est moins important que celui de la diminution des précipitations (celle-ci étant la même pour ces deux scénarios) ; les écarts moyens annuels sont de -0.60% et de -1.38%, respectivement pour le Hérisson et l'Ain.

Les écarts des débits mensuels varient selon les mois de l'année en comparant les deux scénarios (figures 3.16a et 3.17b). Cette différence peut être la conséquence directe d'une fonte plus précoce de la neige sous l'effet du réchauffement climatique. L'une des conséquences est l'augmentation des débits pendant les saisons d'hiver et une nette diminution au printemps [Beniston, 2010].



Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 3. 16 : Evolution des débits du bassin versant du Hérisson due au changement climatique



Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 3. 17 : Effet du changement climatique sur l'évolution des débits du bassin versant de l'Ain

3.5.3. Effets combinés des changements climatique et de l'occupation du sol sur la dynamique hydrologique des bassins versants

Concernant le changement de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain, notre étude a montré que celui-ci s'est clairement développé durant les 30 dernières années et continuera si aucune action n'est mise en place [Nghiem et Nedjai, 2013]. Par ailleurs, certaines études ont montré que le changement climatique affectera le bassin versant de l'Ain [Martin, 2010 ; ONERC, 2012 ; Somot, 2008 ; Quintana, 2008 ; Amigues, 2006 ; CESE-Franche-Comté, 2010 ; Fabre, 2012] confirmant ainsi l'étroite relation entre les deux phénomènes, voire l'effet de causalité entre les deux. Le bassin versant de l'Ain va donc être doublement affecté dans l'avenir.

Dans les paragraphes 3.5.1 et 3.5.2, nous avons évalué séparément les impacts du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'évolution de la dynamique hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain sur le moyen terme. Les résultats

montrent que ces changements ont des effets notables sur l'évolution de cette dynamique hydrologique qui est plus élevée sous l'impulsion d'un changement climatique que celui de l'occupation du sol (sachant que ce dernier a été pour une large part influencé par le précédent, en l'occurrence le changement climatique).

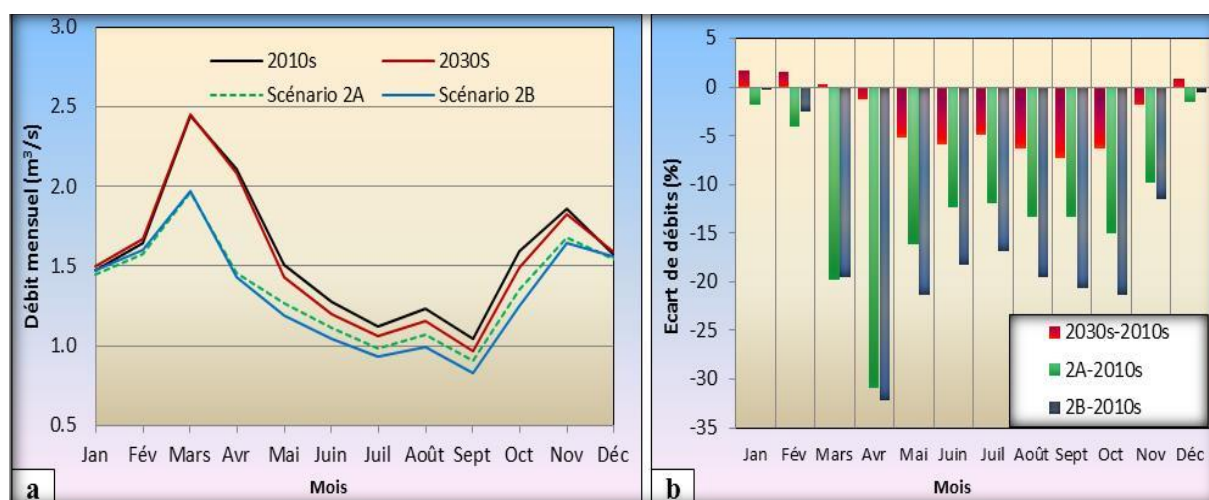
Dans cette partie, nous tenterons d'évaluer les effets combinés du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'évolution de la dynamique hydrologique du bassin versant. Pour ce faire, un scénario (scénario 2B) composé de deux scénarios différents sera utilisé. La modification portera d'un côté sur l'occupation du sol prédite à l'horizon 2030, et sur les deux principaux paramètres climatiques, c'est-à-dire la température, qui sera augmentée de +2°C, et les précipitations, qui seront diminuées de -10% (scénario 1B).

Les figures 3.18 et 3.19 présentent le double impact du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'évolution hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain. Elles montrent principalement que le scénario 2B a un effet plus accentué sur l'évolution de la dynamique hydrologique pour les deux bassins versants, que les scénarios 1A et 2A.

Pour le bassin versant du Hérisson, la figure 3.18b affiche une nette baisse du débit mensuel pour le mois d'avril (-32,19%) qui est plus élevée que celle induite par le changement de l'occupation du sol (-1,26%) ou par le seul changement climatique (-30,93%) pour la même période. Dans le cas du scénario 2B (effet combiné), le débit moyen annuel diminue de -15,41%, ce qui est nettement plus marqué à ceux résultants des scénarios 2030s et 2A, où les diminutions respectives sont de -2.87% et -12.51%.

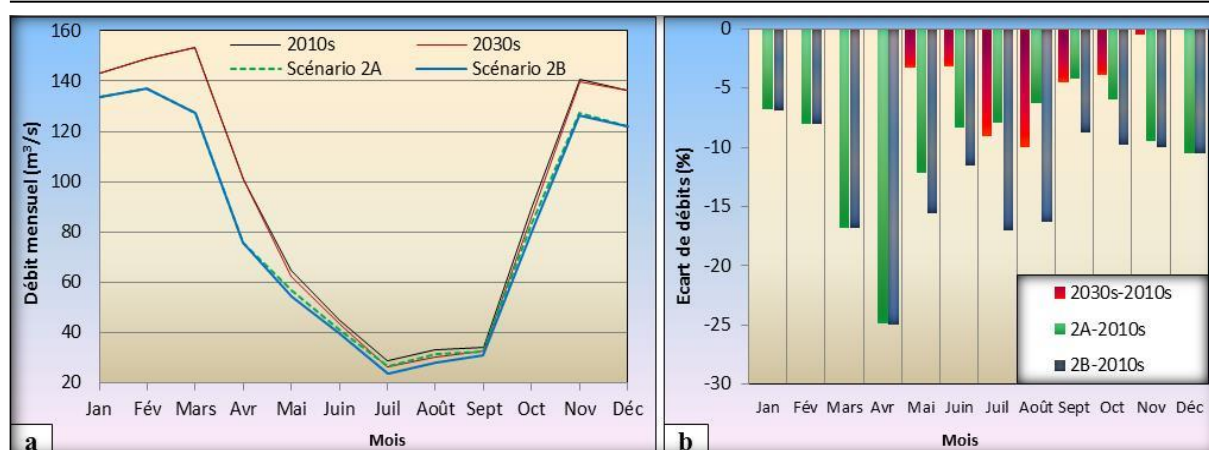
Pour le bassin versant de l'Ain, les débits mensuels issus de l'application du scénario 2B diminuent d'environ 25% au maximum pour le mois d'avril (figure 3.19b).

Au final et pour les deux bassins versants, l'impact combiné du changement de l'occupation du sol et du changement climatique peut provoquer de très fortes réductions des débits. Les causes de ces réductions proviennent de la diminution des précipitations et de l'augmentation de l'évaporation, en particulier en raison à l'interception causée par la forte présence de feuillus.



Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 3. 18: Effet combiné du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'hydrologie du Hérisson à Doucier



Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 3. 19 : Double impact du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'évolution hydrologique du bassin versant de l'Ain

3.6. Conclusion du chapitre 3

La calibration du modèle pour la période de 2001 à 2007 a été effectuée en utilisant les données observées des débits quotidiens de 18 stations hydrométriques réparties sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain et issus des mesures régulières effectuées par la DREAL de Franche-Comté et DREAL de Rhône-Alpes.

Dans cette partie, le modèle WARMF "Watershed Analysis Risk Management Framework" a été utilisé afin de modéliser la dynamique hydrologique pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain. Les résultats de l'analyse statistique des coefficients de CE (Nash) et de R^2 s'inscrivent dans les gammes des valeurs standards, recommandées par de nombreux auteurs, en l'occurrence (0.55-0.93) pour la phase de calibration. Ces valeurs indiquent une performance satisfaisante du modèle WARMF pour la modélisation des débits.

Les scénarios de l'occupation des sols pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain montrent une transformation des terres cultivées et de prairies en zones forestières. L'impact de cette transformation s'est traduit par la diminution des débits mensuels de Juillet à Septembre. Les résultats de l'analyse prédictive montrent une baisse des débits mensuels du bassin versant du Hérisson de -1,17% et -2,87%, respectivement pour les scénarios du changement de l'occupation des sols à l'horizon 2020 et 2030. Dans le cas de l'Ain, les débits mensuels prévus diminueront respectivement de -1.67% et -2.90% pour les mêmes périodes.

Les résultats issus des travaux du GIEC ont été intégrés pour obtenir des conditions météorologiques à l'échelle des bassins versants étudiés à l'horizon 2030. Ils montrent que la température augmentera et les précipitations vont sensiblement diminuer. Deux scénarios climatiques futurs (1A : -10% de précipitations et + 1°C de température ; et 2A : -10% de précipitations et + 2°C de température) ont été intégrés et testés dans cette étude. Sur la base de la simulation du modèle WARMF pour ces deux scénarios, la tendance générale est à la baisse sur la période 1975-2012. La diminution relative des débits mensuels sera respectivement de -13.11% (scénario 1A) et de -13.64% (scénario 2A) pour le bassin versant du Hérisson ; et de -9.14% et de -10,40% pour le bassin versant de l'Ain.

Finalement, les études d'impact de différents scénarios de l'occupation du sol et du changement climatique, nous permettent de mieux comprendre les réponses des bassins versants à ces changements et d'aider à la gestion intégrée des bassins versants. Pour ce faire, une évaluation du double impact du changement de l'occupation et du changement climatique

à l'horizon 2030 a été effectuée. Dans ce cas, le scénario 2B a été développé sur la base de l'intégration de l'occupation du sol pour 2030 et du scénario climatique 2A. Les résultats obtenus montrent que ces changements peuvent provoquer une diminution conséquente des débits variant en moyenne autour de -15,41% et de -13.01%, respectivement pour les bassins versants du Hérisson et de l'Ain. Elles sont par conséquent nettement plus élevées que celles des deux scénarios analysés séparément (changement de l'occupation du sol seul ou changement climatique seul).

CHAPITRE 4

Analyse et modélisation de la déplétion en oxygène des niveaux profonds des lacs et des rivières du bassin versant de l'Ain : Impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique

Le changement de l'occupation des sols associé au réchauffement climatique sont les principaux facteurs qui perturbent considérablement l'environnement global [USEPA, 2009]. Les évaluations des impacts fréquents montrent que les interactions entre le changement de l'occupation des sols et le changement climatique peuvent conduire à des problèmes graves et aigus sur la qualité des écosystèmes aquatiques [USEPA, 2009; Vörösmarty, 2000 ; Pechlivanidis, 2011]. La compréhension de la réponse hydrologique des bassins versants sous l'effet des changements de l'occupation du sol est un élément important pour la planification et la gestion des ressources en eau [Vörösmarty, 2000 ; Pechlivanidis, 2011].

A l'échelle du bassin versant, le changement de l'occupation des sols affecte directement la qualité de l'eau [Lennon et al., 2006 ; Downing et Boss, 2009] au niveau de l'évolution de la teneur en carbone organique, du transfert de nutriments vers les rivières et les lacs, etc. [Howden et Burt, 2008 ; Weatherhead, 2009]. Une augmentation de la quantité en carbone organique traduit la dégradation de la qualité des eaux. A titre d'exemple, une diminution du pH du lac d'Ilay due au changement de l'occupation du sol a été confirmée par une étude de Nghiem et Nedjai [2011], (cf Annexe I). Cependant, la contribution du changement de l'occupation des sols à l'accumulation du carbone organique, et son rôle ultérieur sur les taux d'oxygène, n'ont pas été suffisamment étudiés.

Plusieurs études ont montré que le changement climatique aura un impact important sur l'évolution physico-chimique des eaux [Vörösmarty, 2000 ; Amigues, 2006 ; Ducharme, 2009; Alcamo, 2002; Vicuna, 2007], comme l'augmentation de leur température, la perturbation de la dissolution d'oxygène, etc. En outre, le niveau de cet impact varie selon la région (niveaux local, régional et mondial) [Buytaert et al. 2009 ; Hagemann et al. 2009 ; Alcamo et Henrichs, 2002] et les types d'écosystèmes (rivière, lac, zones humides, côtes et estuaires ...) [Amigues, 2006]. Cette question complexe n'a pas encore de réponse satisfaisante, notamment pour le niveau profond des lacs.

Une des conséquences marquantes de ce double impact à la fois climatique et surtout anthropique, est la dégradation préoccupante de la situation oxygène des plans d'eau. Dans un milieu aquatique, la concentration en oxygène varie en fonction de plusieurs paramètres à la fois physico-chimiques et biologiques tels que la température, la photosynthèse, la respiration et la décomposition de la matière organique [Wetzel 1983; Home et Goldman 1994]. D'autres phénomènes participent directement à ce processus de déplétion et font baisser considérablement les taux en oxygène des niveaux profonds comme les sédiments. La déplétion en oxygène de l'hypolimnion est un phénomène complexe dont l'origine est peu, voire pas connue [Muller et al., 2012]. Bien que ce phénomène de déplétion constaté dans de nombreux lacs, ait fait l'objet d'études depuis plusieurs décennies, il reste toujours d'actualité [Strom, 1931 ; Hutchinson, 1938 ; Mortimer, 1942 ; Livingstone and Imboden, 1996 ; Rippey et McSorley, 2009].

Dans le cadre de notre étude, l'évaluation de l'impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur la qualité de l'eau visera deux objectifs : (1) l'estimation de l'évolution du taux de carbone organique dans l'hypolimnion des lacs ; (2) l'évolution des taux d'oxygène des couches profondes des lacs et son incidence sur les rivières. Dans ce dernier cas, on se concentrera sur la mise en place de typologies basées sur l'oxygène, tout en essayant d'identifier les causes de ces perturbations. Ces évaluations seront par la suite modélisées à l'aide du modèle hydrogéochimique (WARMF) en utilisant des données de l'occupation des sols et des scénarii climatiques pour 2030. Les données de l'occupation des sols sont obtenues à partir des cartes réelles issues des images Landsat (1975, 1992, 2010) et des cartes prédictives pour 2020 et 2030 générées à l'aide du modèle LCM (Land Change Modeler). Les scénarii climatiques pour 2030 ont été estimés sur la base des résultats du modèle GIEC.

L'évaluation et la prédiction de l'évolution des taux de carbone organique et d'oxygène sur les trente prochaines années, circonscrites à deux échelles, ont été menées en trois étapes. Nous avons engagé les prétraitements sur l'ensemble du grand bassin versant (Ain), au vu de la disponibilité des données sur les linéaires principaux en particuliers les affluents rattachés à l'Ain, de façon à apprécier le degré de changement d'amont en aval. Les étapes précitées sont les suivantes :

- saisie des données et calage du modèle WARMF sur la base des données collectées à l'échelle des rivières,
- modélisation hydrochimique prédictive par introduction des données de l'occupation des sols prédites pour les années 2020 et 2030. Cette phase a été largement consacrée, dans un premier temps, à l'estimation des apports organiques aux rivières, et dans un second temps, à l'évaluation de la dynamique organique à l'échelle des lacs afin de mesurer la contribution de ces derniers dans les processus de déplétion d'oxygène.
- modélisation prédictive de l'hydrochimie en utilisant les scénarii futurs du climat à l'horizon 2030. Cette phase permet d'évaluer les impacts du réchauffement et de la diminution des précipitations sur l'évolution des taux de carbone organique et d'oxygène aux niveaux des lacs et des rivières.

Il est important de signaler que les données hydrométéorologiques utilisées pour ces étapes, sont celles de la période 2003-2013 afin d'évaluer le degré de variation des apports organiques dans la masse d'eau libre et, par extension analytique, dans les sédiments, comme nous avons pu le signaler plus haut.

4.1. Modélisation physico-chimique des eaux : calibration du modèle WARMF

La qualité des eaux des lacs et des rivières ne dépend pas seulement de leurs processus physico-chimiques, mais aussi de la qualité de l'eau de ses bassins versants environnants. Notre modélisation vise à simuler les processus physiques, chimiques et biologiques impliqués pendant le transport de l'eau qui provient des précipitations à travers la canopée, la surface des terres, les couches de sol, et qui alimente les cours d'eau et les lacs.

Cette modélisation sera effectuée à l'échelle du bassin versant du Hérisson et à celle de l'Ain, afin de calibrer le modèle WARMF pour la qualité des eaux. On pourra ainsi tester la capacité du modèle WARMF à modéliser cette qualité des eaux à l'échelle des grands et petits bassins versants, et mesurer l'effet d'échelle, et donc la précision.

4.1.1 Analyses limnologiques des lacs : cas du Jura

Les lacs du Jura affichent depuis près d'une trentaine d'années des symptômes de désoxygénation des niveaux profonds marqués par des phases d'anaérobie durant les périodes de stratification. Une large majorité des recherches sur la déplétion en oxygène de la couche profonde des plans d'eau (hypolimnion) s'accordent sur la complexité des mécanismes et la diversité des facteurs impliqués dans ce processus. Dans cette partie, nous allons analyser les principaux paramètres physico-chimiques qui ont à voir avec la déplétion en oxygène dans l'hypolimnion des lacs du Jura.

a. Analyses de la qualité chimique des eaux et des sédiments des lacs du Jura

Plusieurs campagnes de mesures physico-chimiques ont été réalisées durant la période 2000-2013 dans le cadre de projets de recherche et de suivi sur ces deux lacs (DIREN Franche-Comté, l'Agence de l'eau, Nedjai R.,...).

Les suivis que nous avons effectués ont couvert la période 2003-2008 ; ils ont porté sur 5 paramètres qui sont : la température, le pH, la conductivité, l'Oxygène dissous, le Potentiel Redox (Annexe G). L'analyse des profils de pH, d'oxygène dissous de l'hypolimnion des lacs permettent de faire les constats suivants :

- les deux lacs (Ilay et Narlay) affichent une baisse sensible de leur pH en profondeur passant de 8.5 en été à moins de 6.5 en période de gel (Hiver).

- ce constat est accompagné par une déplétion aigue en oxygène de l'hypolimnion faisant baisser les teneurs de 50% en été (normothermic).

- le potentiel redox passe sous le seuil du 0 Ev en période estivale. A titre d'exemple, le potentiel redox peut atteindre -70 Ev, voire -100 Ev en profondeur, au lac d'Ilay.

Ce sont les niveaux profonds qui accusent les plus fortes diminutions en terme d'oxygène qui s'accompagnent par la baisse du potentiel redox et du pH, principal révélateur d'une entrée progressive de ces plans d'eau dans une phase de réduction et d'acidification.

Par ailleurs, l'analyse chimique des eaux dans l'hypolimnion des lacs montre également la nette dominance des bicarbonates qui militent en faveur d'un faciès bicarbonaté calcique. Ce

faciès reste en conformité avec le contexte géologique local calcaire (calcaires jurassique et crétacé). A titre d'exemple, les résultats du tableau 4.1 montrent une hausse des teneurs avec la profondeur atteignant leur maximum (190 mg/l) en juin et à 38 m de profondeur pour le lac de Narlay, signe d'un échange renforcé avec les sédiments.

Le constat est pratiquement le même pour le lac d'Illay sur le plan du faciès. En effet, une large part de l'hypolimnion voit les teneurs en hydrogénocarbonates restant constantes, gravitant autour de 150 mg/l (tableau 4.1). Elles sont relativement faibles en comparaison avec le lac de Narlay, différence qui peut s'expliquer par la taille des bassins versants et des lacs.

Les différences de profondeur des deux lacs et les flux d'eau très variables pourraient être considérés comme base d'explication de ces disparités.

Tableau 4. 1 : Résultats de la diagnose rapide effectuée aux lacs de Narlay et d'Illay entre 2002 et 2003

Eléments	Dates	Narlay		Ilay	
		-15m	-38m	-12m	-29m
Hydrogénocarbonate (mg/l) (HCO ₃)	09/09/2002	170	185	150	155
	17/03/2003	170	180	150	150
	03/06/2003	160	190	150	150
Silice (mg/l de SiO ₂)	09/09/2002	1.80	6.1	1.65	2.1
	17/03/2003	1.4	2.5	0.8	0.8
	03/06/2003	1.3	4.9	<0.1	1.8
Fer (µg/l)	09/09/2002	<50	1713	114	1875
	17/03/2003	53	691	<50	<50
	03/06/2003	<50	8558	<50	98

Source: DIREN Franche-Comté, 2004

Concernant les analyses des sédiments des lacs du Jura, la détermination des teneurs de matière organique (MO) des premiers centimètres de sédiment affiche une tendance similaire à celle enregistrée par le degré d'anaérobiose. Les lacs de Narlay, d'Illay et de l'Abbaye détiennent les plus forts pourcentages de matière organique ; ceci renforce l'hypothèse d'une déplétion induite par les excès d'apports organiques depuis les versants, les espaces intermédiaires et/ou produite en interne (Tableau 4.2).

Tableau 4. 2 : Teneurs de matière organique des sédiments et consommation en oxygène des lacs du Jura

Nom de lac	Abbaye	Bonlieu	Chalain	Clairvaux	Etival	Ilay	Narlay	Maclu	Val	Saint-Point	Vouglans
MO des sédiments (%)	86.5		37	56.6	56	71	61.4	28.8	54.8	54.3	39.2
Consommation en oxygène (mg/m ³ /jour)	86.0	80.0	34.2	42.5	44	63.9	60.0	16	32.2	34	32.5

Source : Agence de l'Eau.. 2011 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2013

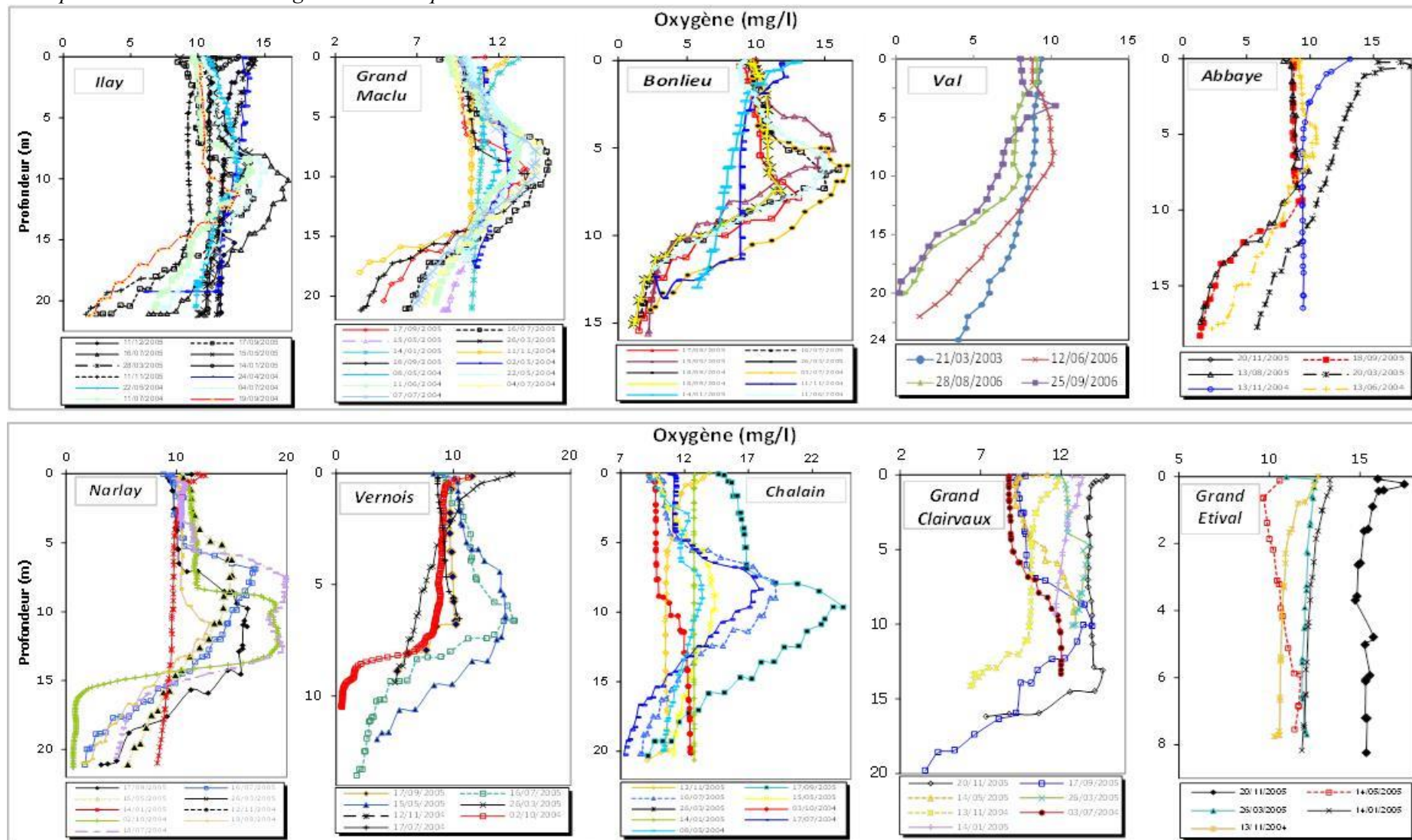
b. Etat de la déplétion en oxygène des lacs du Jura

Le suivi des teneurs en oxygène de plusieurs lacs du Jura montre que, dès le début du mois de juillet, la concentration en oxygène au fond des lacs est inférieure à 4 mg/l [Agence de l'Eau., 2011]. Il montre également que l'ensemble de l'hypolimnion est affecté par l'hypoxie puis l'anoxie pendant les mois d'août à novembre (figure 4.1) [Agence de l'Eau., 2011]. Une forte baisse de la teneur en oxygène a été observée durant les mois de Septembre et d'Octobre pour la plupart des lacs du Jura. Pendant ces mois, la concentration en oxygène dissous en profondeur est proche de 0 mg/l. A titre d'exemple, le taux d'oxygène au fond du lac d'Ilay se réduit considérablement pour atteindre 0 mg/l durant les mois de Septembre et d'Octobre.

A l'exception du lac du Val, qui reçoit ses eaux de quatre lacs du plateau intermédiaire, l'ensemble des autres lacs enregistrent une baisse sensible de leurs taux d'oxygène dans l'hypolimnion à la fin de la période de stratification. Ils rentrent ainsi et pour une période de deux mois dans une phase d'anoxie aigues. Les taux varient entre 2.0 mg/l et 3.0 mg/l entre 25 m et 35 m de profondeur. Cette situation est plus nette pour les lacs qui affichent des teneurs relativement élevées en matière organique dans les sédiments. Ainsi, les lacs de Bonlieu (15 m) et à un degré moindre de Narlay (Profondeur > 40 m) et Ilay accusent des baisses plus marquées sur des périodes relativement plus longues. A l'inverse, les lacs peu profonds et/ou plus irrigués à l'image du Val, de Clairvaux, du Petit Maclu et du Vernois sont faiblement affectés par ce processus de désoxygénation de l'hypolimnion. Le calcul du degré d'anaérobiose par l'application du coefficient d'anaérobiose [Martin, 1990] qui représente le rapport entre teneur en oxygène et ($Er = O^2/h$) confirme l'entrée des lacs dans une phase de déplétion en oxygène en période de stratification directe. Le graphique de la figure 4.2 regroupe les résultats de l' $Er\%$ pour le mois de septembre qui représente l'optimum du processus de désoxygénation [Nedjai., 2010]. Les résultats de monitoring des principaux paramètres physico-chimiques et le calcul du degré d'anaérobiose ($Er_{20\%}$) montrent que l'ensemble des lacs du Jura accuse un déficit oxique aigu durant la période de stratification (Figure 4.2).

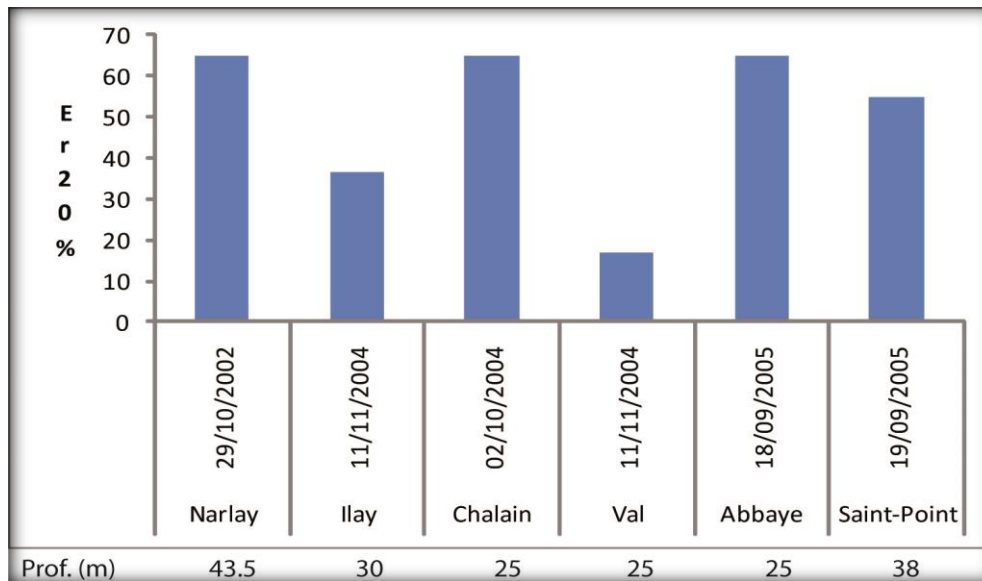
L'ensemble des plans d'eau enregistre une phase d'anoxie plus ou moins aigue dès le mois de juillet qui persiste jusqu'en octobre, voire pour certaines années jusqu'au mois de novembre. Le degré d'anaérobiose montre que c'est le lac de Narlay qui est le plus touché par le phénomène où près de la moitié de la tranche d'eau rentre dans une phase d'anoxie. Il est suivi par les lacs du Grand Maclu et d'Ilay et à un degré moindre par le Val. Tous ces plans d'eau appartiennent au bassin versant du Hérisson, marqué principalement par l'abondance des zones humides et par la forte progression de la forêt de conifères et de la forêt mixte. Les autres lacs sont moins touchés par ce phénomène qui débute et pour certains lacs tardivement et n'atteint son optimum que vers le mois de Novembre. Un lac sort cependant du lot ; il s'agit du lac de Clairvaux qui reste dans un état oxique convenable et la tranche d'eau affectée ne dépasse guère les 10%.

Analyse et modélisation de la déplétion en oxygène des niveaux profonds des lacs et des rivières du bassin versant de l'Ain : Impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique



Source : Agency de l'Eau, 2011 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 4. 1: Teneurs en oxygène des différents lacs



(Source : Nedjai, 2010)

Figure 4. 2 : Degré d'anaérobiose des principaux lacs du Jura

c. Facteurs affectant les taux d'oxygène dans l'hypolimnions des lacs

La réduction du taux d'oxygène dans l'hypolimnion des lacs est causée à la fois par la décomposition de la matière organique de la colonne d'eau et par la consommation d'oxygène par les processus biogéochimiques des sédiments. Les processus de décomposition de la matière organique de la colonne d'eau induit une hausse de la demande en oxygène lequel est consommé par les bactéries, par l'oxydation de l'ammoniac, par la respiration des algues et finalement par la demande en oxygène des sédiments [Walker et Snodgrass, 1986]. La demande en oxygène des sédiments (DOS) représente la demande en oxygène des sédiments biologiques (DOSB) et la demande en oxygène des sédiments chimique (DOSC) [Eaton et al., 1995 ; MacPherson, 2003].

Les sources de consommation en oxygène dans l'hypolimnions (COS) peuvent être résumées comme suit :

- la consommation pour répondre à la demande des processus de décomposition de matière organique (MO) et de carbone organique dissous (COD). Ce processus peut être représentée par les équations 4.1 et 4.2 [Chen et al., 2001b] :



Où :

COD = carbone organique dissous ; a , b et c = constantes.

- la demande en oxygène des sédiment (DOS) résumé par l'équation 4.3 [Chen et al., 2001b]



Dans l'équation 4.3, la DOS ($g/m^2/jour$) crée les déficits d'oxygène dans les lacs en réduisant la quantité d'oxygène disponible dans la colonne d'eau [Hatcher, 1950; Seiki et al, 1994]. Cette part peut représenter un pourcentage significatif de l'absorption totale d'oxygène dans les lacs [Caldwell et Doyle 1995, Rounds et Doyle, 1997]. Les mesures de DOS donnent des

indications sur les taux de décomposition du détritit et les taux de régénération des nutriments dans les sédiments [Seiki et al., 1994].

L'équation 4.3 montre que la demande en oxygène des sédiments (DOS) est un paramètre important qui peut affecter directement la consommation dans l'hypolimnion et au fond des lacs. Cependant, les paramètres morphométriques des lacs et de leurs bassins versants sont des facteurs qui peuvent accentuer ou à l'inverse atténuer la consommation en oxygène dans l'hypolimnion. Le calcul des coefficients de corrélations entre la consommation en oxygène dans l'hypolimnion et 18 facteurs relatifs aux lacs du Jura et à leurs bassins versants donne les résultats du tableau 4.3. Deux facteurs contribuent fortement à la consommation en oxygène ; il s'agit de la dominance et la teneur de matière organique du sédiment (MO). La relation avec la matière organique est très élevée ($r = 0.95$; $R^2=0.90$). Cette indication met l'accent sur la phase dissoute et particulaire des composés organiques dans l'eau dont une large part pourrait se libérer durant les phases de fusion nivale. Les sources de matière organique varient selon les plans d'eau et leurs bassins versants [Williams., 2007]. Une forte charge de matière organique d'origine externe ou une production interne conséquente induiraient un déséquilibre au sein de l'hypolimnion qui se solderait par l'asphyxie du plan d'eau.

Les résultats présentés dans le tableau 4.3 confirment qualitativement la relation entre les deux paramètres et indique clairement que la teneur de matière organique affecte significativement les taux d'oxygène de l'eau des zones profondes des lacs. Elle peut par conséquent être à la base de cette déplétion qui ne cesse de prendre de l'ampleur dans les lacs du Jura.

Tableau 4. 3 : Résultat de la corrélation entre les COS et les principaux facteurs géographiques du lac et de son bassin versant

Paramètres	r	R ²	Paramètres	r	R ²
COS-Z	0.40	0.16	COS-Zhyp	-0.13	0.02
COS-ER	0.32	0.10	COS-AltMax	0.19	0.04
COS-MO	0.95	0.90	COS-SurfBVnc	-0.33	0.11
COS-Shum	-0.37	0.13	COS-PerimBV	-0.41	0.17
COS-Sfermée	-0.35	0.12	COS-Vol	-0.16	0.03
COS-Souv	-0.28	0.08	COS-Prof.moy	-0.28	0.08
COS-Dom	0.68	0.46	COS-Prof.max	0.03	0.00
COS-Creux	-0.32	0.10	COS-Alt.Lac	0.46	0.21
COS-IC	0.18	0.03	COS-Surf.Lac	0.02	0.00

Source : R. Nedjai et V-T. Nghiem, 2013

(Z : profondeur du plan d'eau ; Er : degré d'anaérobiose ; MO : Matière organique ; Shum : Surface de la zone humide périlacustre ; Sfermée : surface fermée ; Souv : Surface ouverte ; Dom : Dominance ; Creux : Indice de creux ; IC : Indice de compacité ; ZHum : épaisseur de l'hypolimnion ; AltMax : Altitude max ; SurfBV : Surface du bassin versant ; PerimBV : Périmètre du bassin versant ; Vol : Volume ; Prof. Moy. : Profondeur moyenne ; Prof. Max. : Profondeur maximal ; AltLac : Altitude du lac ; SurfLac : Surface du lac)

4.1.2 Préparation des données d'entrée du modèle WARMF

La calibration du modèle sur la qualité des eaux est basée sur le renseignement des différents paramètres dans les limites exigées à la fois par ces variables et par le logiciel. Ce processus est réalisé jusqu'à l'obtention d'une concordance avec les données observées. L'étape de la calibration du modèle est nécessaire pour la suite des travaux en particulier pour la prédiction sur la base des résultats de la modélisation de l'évolution de l'occupation des sols et du changement climatique.

Pour la calibration du modèle, les paramètres à ajuster comprennent celles propres pour les bassins versants (occupation du sol, apports de fertilisants aux sols, taux mensuel de chute de litière, teneur foliaire, taux des éléments chimiques dans le sol), pour les lacs et pour les rivières.

Dans cette partie, le calcul des valeurs de ces paramètres est basé sur les résultats issus des analyses des données de terrain, des études publiées et des valeurs empiriques. Les valeurs des principaux paramètres sont présentées dans les tableaux 4.4, 4.5 et 4.6. Les valeurs des autres paramètres et les étapes de leurs calculs sont détaillées dans l'annexe H.

La production mensuelle de litière des forêts est un paramètre important dans la modélisation de la concentration du carbone organique dissous (tableau 4.4). Ce tableau montre que les terres de forêt produit une grande quantité de litière (près de 4000 kg/ha/année, soit de 0.4 kg/m²/mois). Il montre également que la chute de litière est saisonnière. La chute de feuilles s'effectue principalement durant les mois de septembre à novembre pour les peuplements de feuillus. A l'inverse, la chute de litière pour les peuplements de conifère a lieu toute l'année.

Tableau 4. 4 : Production de litière des peuplements forestiers (kg/m²/mois)

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Feuillus	0	0	0	0	0	0.01	0.04	0.06	0.12	0.16	0.09	0.004
Conifères	0.006	0.015	0.006	0.015	0.032	0.028	0.09	0.08	0.03	0.03	0.044	0.005
Forêt mixte	0.003	0.0075	0.003	0.008	0.016	0.02	0.065	0.07	0.066	0.09	0.037	0.005
Agriculture	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Prairie	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Zone urbanisée	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.005	0.01	0.07	0.004
Zone humide	0	0	0	0	0	0.002	0.002	0.002	0.002	0.05	0.002	0.002
Plan d'Eau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arbustes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Source : Après Cecchini (2000)-RNECOFOR, Aussenac (1979) ; Réalisation par V-T Nghiem (2011)

La teneur foliaire est un autre paramètre important et a une relation directe avec la production de litière. Ce paramètre peut affecter directement la qualité des eaux par l'apport de plusieurs composés chimiques, tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, etc. La teneur foliaire pour les peuplements forestiers est présentée dans le tableau 4.5.

Tableau 4. 5. Teneurs foliaires des peuplements forestiers

Paramètre	Catégorie	Décidues	Conifères	Forêt mixte
Al, mg/g		34	20	29
Ca, mg/g		11	11	15
Mg, mg/g		7	7	15
K, mg/g		13	8	9
Na, mg/g		70	138	123
SO4, mg/g S		4	9	8
NO3, mg/g N		2	5	8
Cl, mg/g		72	32	9
PO4, mg/g P		6	2	8
Cu, mg/g		17	14	17

Source : Croise (1999)-RNECOFOR ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2013

Concernant la modélisation des taux d'oxygène des lacs, la demande en oxygène des sédiments (DOS) des lacs est un coefficient très important. Sa valeur est déterminée sur la base de l'analyse de la relation entre la consommation en oxygène, le volume d'hypolimnion et la surface des sédiments des lacs [Strickland and Parsons, 1972 ; Chen et al., 2001b]. Le calcul de cette valeur est détaillé dans l'annexe H. Le tableau 4.6 consigne les valeurs de la demande en oxygène des sédiments pour les lacs du bassin versant de l'Ain.

Globalement, la demande en oxygène des sédiments varie entre 0.35 gO₂/m²/jour et 0.9 gO₂/m²/jour pour les lacs du Jura. Les lacs de Narlay et d'Ilay enregistrent les plus fortes valeurs, indiquant par cela une demande en oxygène relativement élevée. Une hausse de la demande en oxygène pour ces deux lacs est explicable par des apports élevés de matière organique (cf. tableaux 4.2) et par le fait de profondeurs plus importantes (42 et 30m, respectivement).

Les lacs du plateau bas sont moins affectés par cette déplétion en raison des importants flux d'eau qu'ils reçoivent annuellement et par conséquent de leur renouvellement rapide. Ainsi, le lac d'Etival enregistre une demande en oxygène des sédiments très faible, de l'ordre de 0.11 gO₂/m²/jour.

Tableau 4. 6 : Coefficients de la demande en oxygène des sédiments des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom de lac	DOS (g/m ² /jour)	Nom de lac	DOS (g/m ² /jour)
Bonlieu	0.62	Grand Etival	0.11
Grand Maclu	0.69	Grand Clairvaux	0.35
Ilay	0.82	Vouglans	1.30
Val	0.51	Nantua	0.70
Narlay	0.9	Allement	0.57
Chalain	0.61	Coiselet	0.32
Abbaye	0.43	Cize-Bolozon	0.53

Source : V-T Nghiem, 2013

4.1.3 Calibration du modèle WARMF pour des paramètres physico-chimiques des eaux

La calibration du modèle WARMF pour la qualité de l'eau des lacs et des rivières est effectuée sur la période 2004-2013 en utilisant les données de l'occupation du sol de 2010 et les coefficients optimaux du modèle WARMF. Ces coefficients ont été calculés et consignés dans les tableaux de la partie 3.4 (cf. Chapitre 3), de la partie 4.1.2 de ce chapitre et de l'Annexe H.

Afin d'assurer une bonne calibration du modèle, plusieurs paramètres physico-chimiques de l'eau seront calibrés ; il s'agit de la température de l'eau, du carbone organique dissous, du pH et de la concentration en oxygène dissous.

a. Analyse des résultats de calibration du modèle pour les physico-chimies des lacs

Résultats de la modélisation de la température des lacs du bassin versant de l'Ain

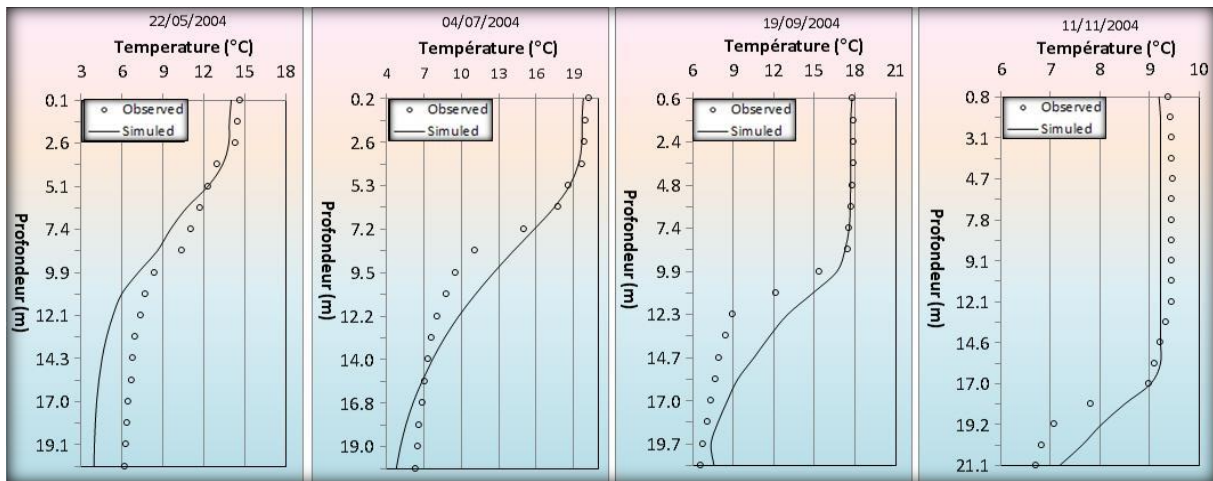
➤ Modélisation des profils verticaux de la température des lacs : Evaluation de la précision

Les coefficients météorologiques sont utilisés pour calibrer le modèle de la température des lacs. Avec ces coefficients (cf. tableaux 3.12, 3.13, 3.16, 3.17 et 3.18 du Chapitre 3), le modèle permet de simuler les profils verticaux ainsi que les températures de surface.

Les figures 4.3, 4.4 et 4.5 présentent les profils verticaux des températures simulées et observées pour les lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay. Ces figures montrent que la stratification thermique est bien marquée pour les trois lacs considérés. Dès le mois de mai, on constate un réchauffement de la couche de surface. Leur stratification est nette sur la période de juillet à septembre. Sur cette période, la température de la couche de surface est comprise entre 18°C et 23°C. Les eaux de l'hypolimnion sont entre 6 et 8°C. La thermocline des lacs s'établit entre 7 et 11 m de profondeur pour Ilay et Narlay, et entre 5 et 10 m pour Bonlieu, sur toute la période de stratification (mai à septembre).

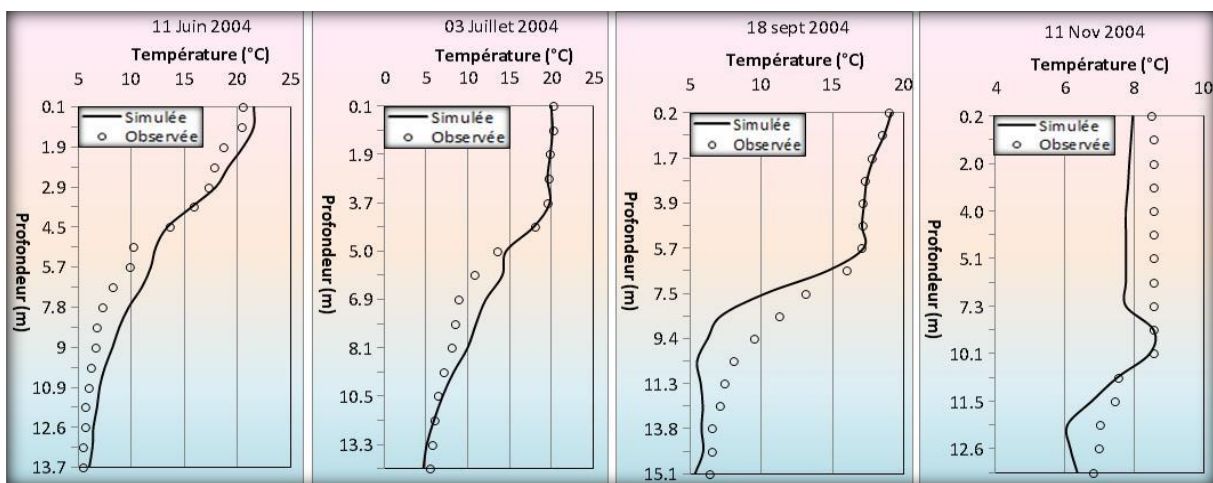
Ces figures montrent également que les valeurs de température simulées sont en accord avec celles observées. Cependant, des différences notables sont enregistrées au niveau du métalimnion et du fond du lac ; elles sont dues à l'imprécision de l'estimation du flux de chaleur, biais qui est lié au manque de données expérimentales.

Les coefficients de corrélation entre les températures calculées et mesurées varient entre (0,79 et 0,86) pour Ilay, (0,81 et 0,87) pour Bonlieu et (0,80 et 0,88) pour Narlay. La différence maximale entre la température mesurée et calculée est d'environ 2,1°C pour Ilay (en Septembre 2004), de 2,5°C pour Bonlieu (en Juillet 2004) ; et de 2,0°C pour Narlay (en Septembre 2005).



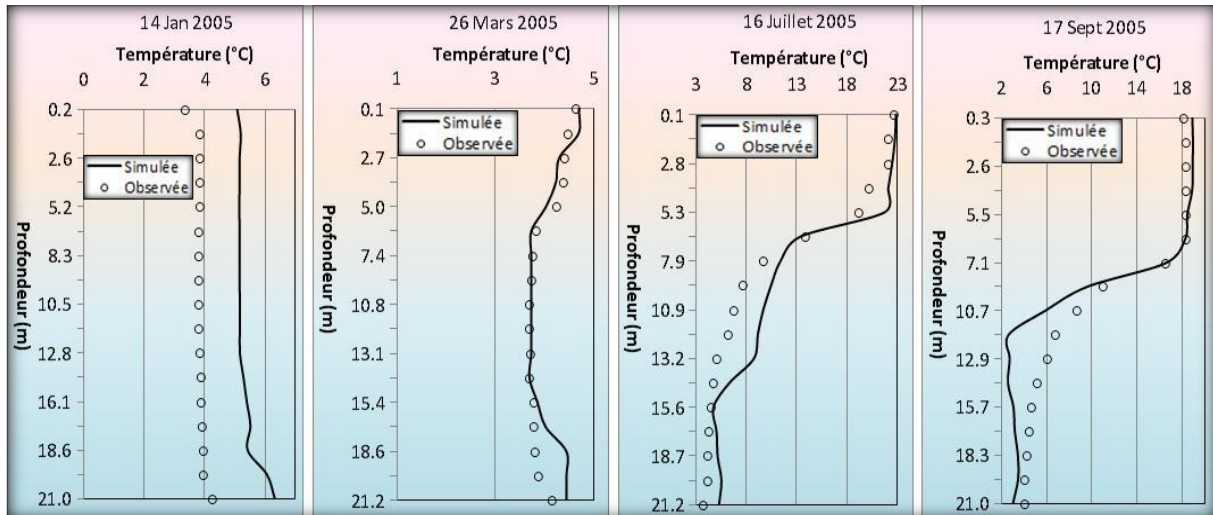
Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 3 : Profils verticaux de la température du lac d'Ilay



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 4 : Profils verticaux de la température du lac de Bonlieu

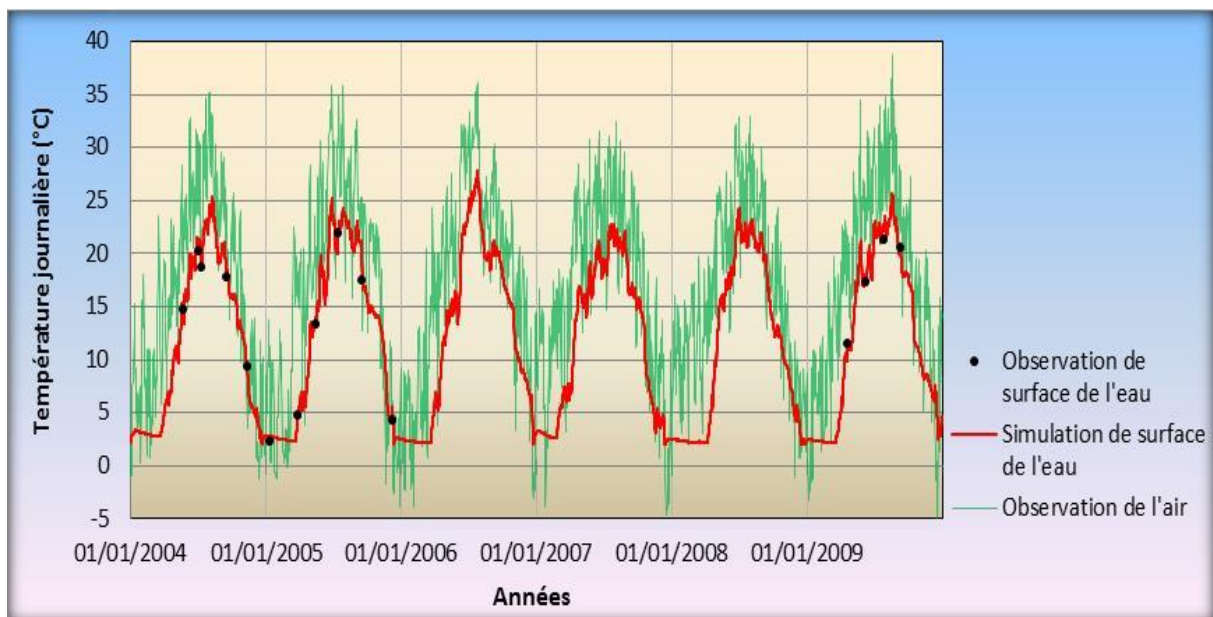


Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 5 : Profilx verticaux de la température du lac Narlay

Plus globalement, nous avons comparé les données observées des températures journalières de surface avec celles simulées pour les lacs du Jura. Les résultats comparatifs sont présentés sur les figures 4.6, 4.7 et 4.8, pour les températures de surface des lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay, respectivement.

La figure 4.6 montre une concordance acceptable entre les températures simulées et observées du lac d'Ilay. Elle montre, en outre, que la température de surface d'Ilay varie dans une gamme de 3.0 à 27.5°C pour la période de 2004 à 2009, en adéquation avec la température de l'air.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 6 : Températures observées et simulées de surface du lac d'Ilay

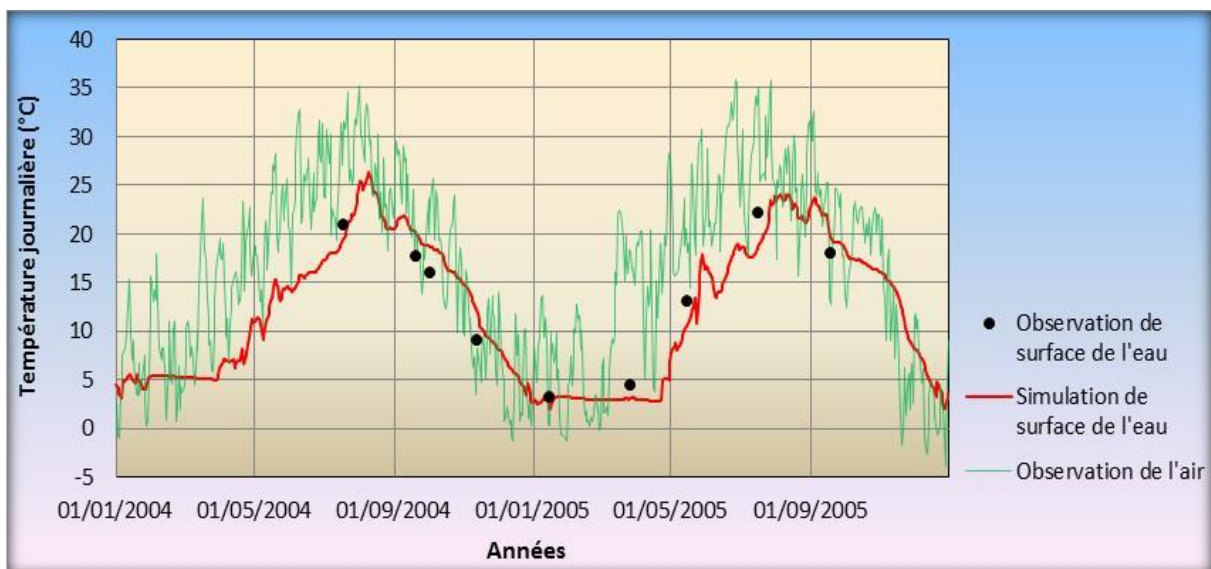
Comme pour le lac d'Ilay, la qualité de calibration du modèle pour la température de surface de Bonlieu est satisfaisante (figure 4.7). L'écart absolu entre la température simulée et observée varie de 0.23 à 2.12°C.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 7 : Variation de la température journalière de surface du lac de Bonlieu

Pour le lac de Narlay, l'erreur absolue entre la température observée et simulée fluctue dans une gamme de 0.2 à 2.33°C (figure 4.8). Cette erreur montre que la calibration du modèle pour la température est satisfaisante.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 8 : Température journalière de surface du lac de Narlay

Nous avons déterminé également les coefficients de Nash (tableau 4.7) afin d'évaluer la précision de la modélisation de la température de surface pour tous les lacs du bassin versant de l'Ain. Ces coefficients montrent que le calage effectué peut être considéré comme

satisfaisant. Les valeurs de R^2 sont toutes supérieures à 0.8, et celle pour le lac d'Ilay atteint 0.98.

Tableau 4. 7 : Coefficients de corrélation entre la température simulée et observée des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom de lac	R^2	Nom de lac	R^2
Petit Maclu	0.85	Chalain	0.92
Grand Maclu	0.82	Abbaye	0.87
Ilay	0.98	Grand Etival	0.81
Bonlieu	0.93	Grand Clairvaux	0.82
Val	0.97	Vouglans	0.90
Narlay	0.85	Allement	0.83
Vernois	0.95	Nantua	0.88

Source : V-T Nghiem, 2013

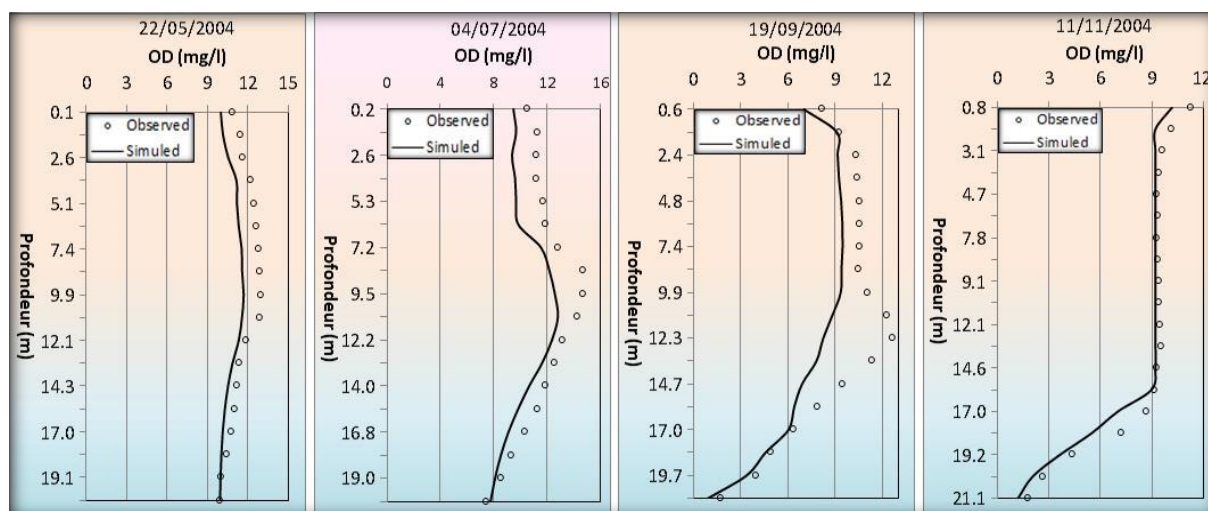
Modélisation des taux d'oxygène des lacs du bassin versant de l'Ain

Les résultats des simulations de la température des lacs ont été utilisés pour la modélisation de l'oxygène dissous. Par ailleurs, les paramètres et coefficient du modèle (tableaux 4.4, 4.5 et 4.6) ont été ajustés progressivement pour atteindre des résultats satisfaisants. Les tableaux 4.4 et 4.5 donnent les coefficients relatifs aux apports de litière et à la teneur foliaire pour tout le bassin versant. La représentation de la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion a été ajustée à l'aide des coefficients du tableau 4.6. Pour estimer les taux d'oxygène des lacs, le modèle WARMF a été calibré au moyen des coefficients précédemment déterminés. Les résultats de cette calibration seront présentés dans les prochains paragraphes.

➤ Profils verticaux de l'oxygène dissous des lacs : Ilay, Bonlieu et Narlay

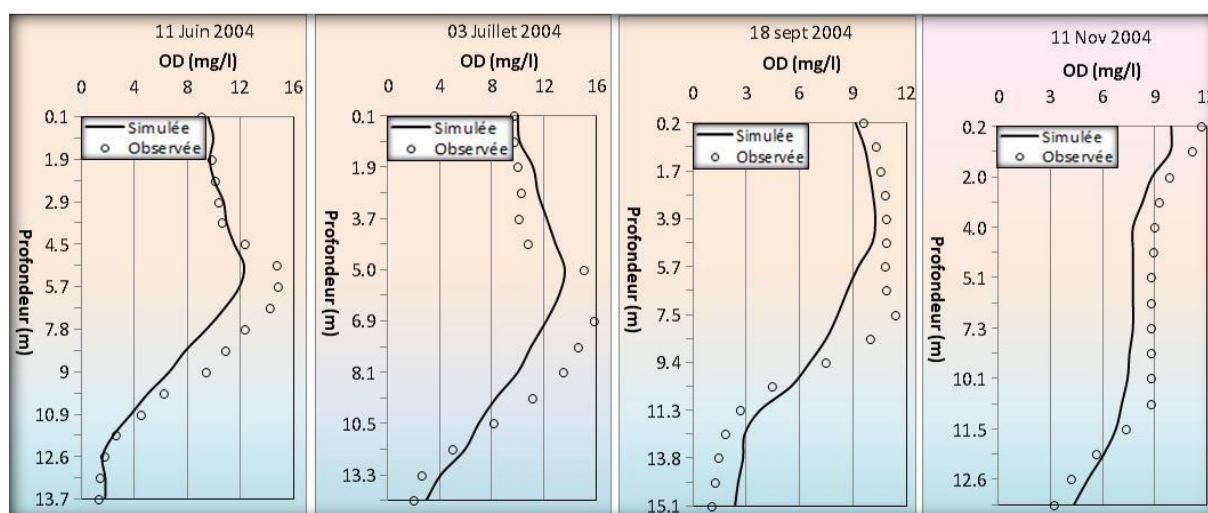
Les profils verticaux de l'oxygène dissous pour les lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay sont consignés respectivement dans les figures 4.9, 4.10 et 4.11. Les concentrations en oxygène dissous simulées sont comparées aux données d'observations issues des mesures in situ effectuées par les services de la DREAL et par des installations propres. Comme nous pouvons le constater dans les figures ci-dessous, le modèle reproduit fidèlement la dynamique saisonnière de l'oxygène et les tendances temporelles de la déplétion en oxygène. Les différents stades d'évolution des teneurs en oxygène montrent un début de déplétion au début de l'été et une réoxygénation dès la phase d'homothermie. Les couches profondes présentent une désoxygénation dès le mois du mai. La période de stratification de juillet à septembre est caractérisée par des pics d'oxygène entre 7 et 11 m. Cette période témoigne d'une production d'oxygène par photosynthèse [Agence de l'eau, 2011]. Sur cette période, l'oxygène est consommé de façon importante dans l'hypolimnion, jusqu'à atteindre des conditions anoxiques au fond des lacs. La demande en oxygène pour la dégradation de la matière organique des sédiments est très importante.

Les coefficients de corrélation (R^2) entre les données d'oxygène simulées et observées varient entre 0.74 et 0.85. Les valeurs de l'erreur absolue fluctuent entre 0.02 et 2.31 mg/l pour Ilay, entre 0.01 et 2.53 mg/l pour Bonlieu, et finalement de 0.04 à 2.81 mg/l pour Narlay. Les écarts maximaux sont observés en Septembre et ont lieu principalement dans la zone de métalimnion. Il n'est pas exclu que ce décalage soit ponctuel parce que lié à des apports momentanés.



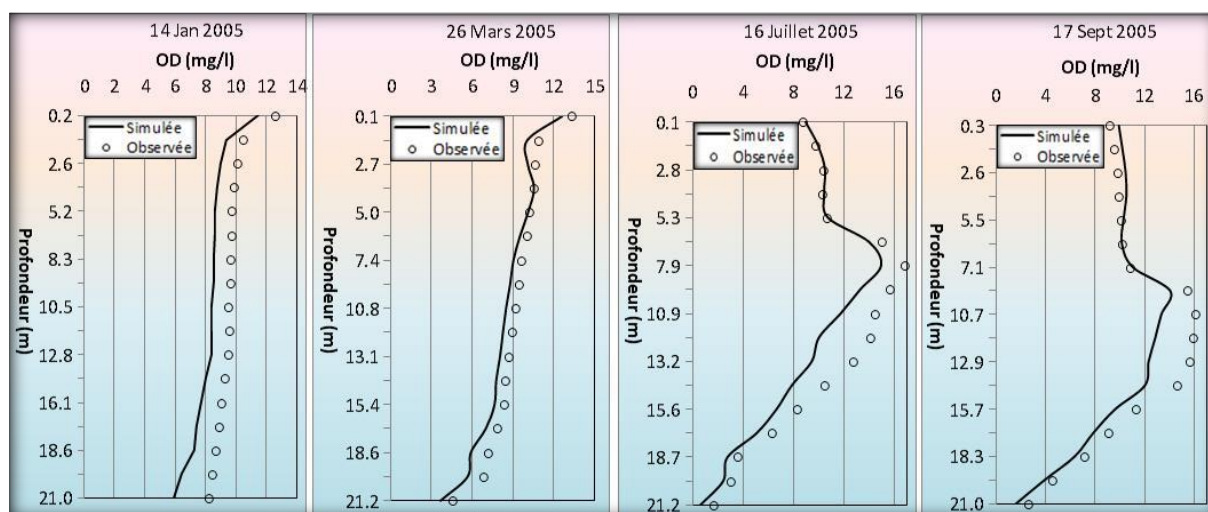
Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 9 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac d'Ilay



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 10 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac de Bonlieu

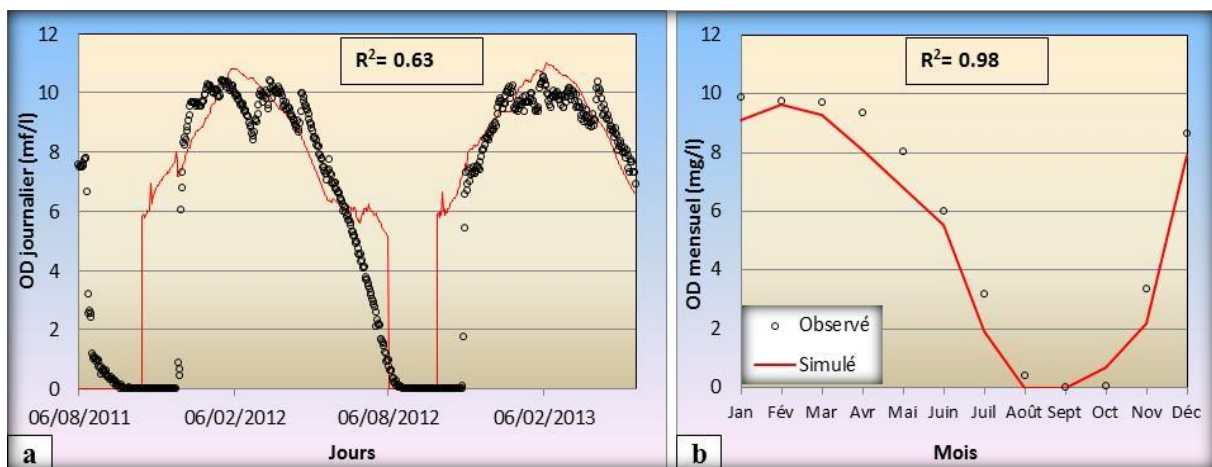


Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 11 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac de Narlay

➤ **Les taux d'oxygène dans l'hypolimnion: Une confirmation du phénomène de la déplétion en oxygène**

Afin de confirmer la carence en oxygène qui affecte les niveaux profonds des lacs jurassiens, le modèle a été calibré et ajusté pour permettre la simulation de la variation des taux d'oxygène à ces niveaux. Un traitement spécifique du lac d'Ilay, pour lequel nous disposons d'observations issues de mesures directes faites à l'aide d'une sonde multiparamètre XTROLL 9600, a été réalisé. Une comparaison entre les données simulées et observées a été faite sur la période 2004-2013. Une analyse plus fine permettant de confirmer la calibration du modèle avec des données horaires, a été faite sur la période août 2011-mai 2013 (figure 4.12). Pour évaluer la tendance de la déplétion en oxygène au fond du lac d'Ilay, une seconde phase de traitement a été effectuée sur une période plus longue (2004 à 2013) (figure 4.13). Nous disposons ainsi de mesures en continu à 22 m de profondeur.



Source : V-T Nghiem, 2013

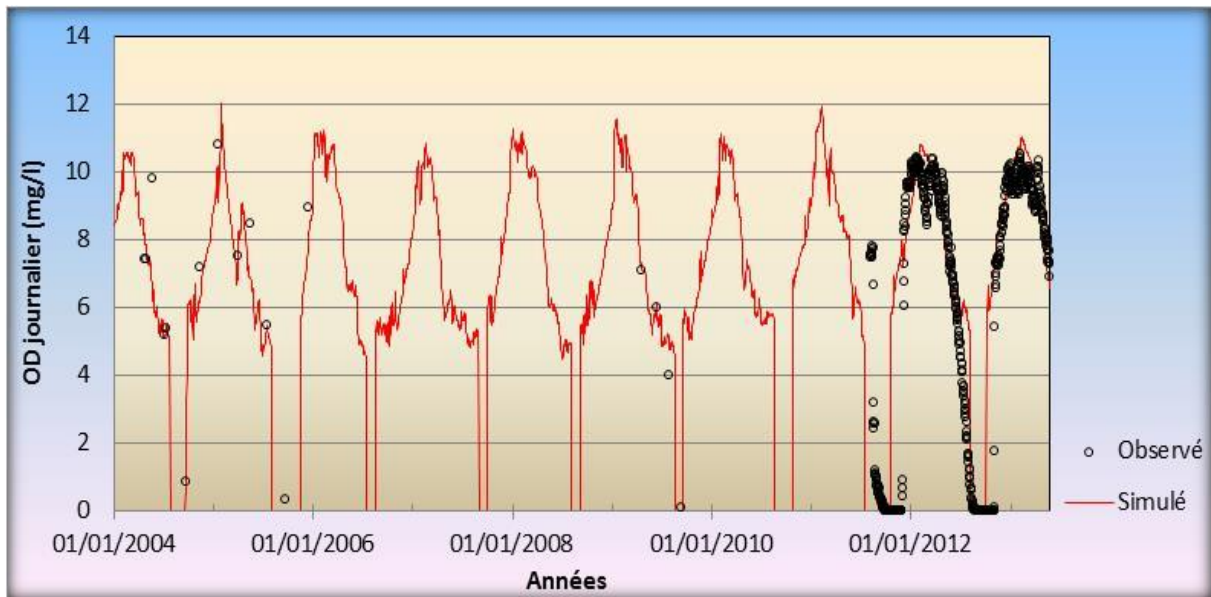
Figure 4. 12 : Variations journalières et mensuelles de l'oxygène dissous au fond du lac d'Ilay (22m)

Les figures 4.12a et 4.12b montrent respectivement les résultats de la comparaison entre les taux d'oxygène journaliers depuis août 2011 jusqu'à mai 2013, et la concentration mensuelle en oxygène dissous au fond du lac d'Ilay. Les coefficients de Nash sont relativement élevés ; ils sont supérieurs à 0.6 (pour les données journalières) et supérieurs à 0.98 (pour les données mensuelles).

La figure 4.12a montre que les taux d'oxygène de la couche profonde varient entre un maximum de 10 à 11 mg/l en période d'homothermie ou d'inversion thermique (décembre-mai) et un minimum inférieur à 2 mg/l en période de stratification. Les mois d'août, de septembre et d'octobre sont les plus marqués par le phénomène. La décroissance régulière du taux d'oxygène de l'hypolimnion (0.09 g/j) confirme l'entrée en isolement total de cette partie du lac, ne laissant entrevoir aucune source d'échange avec l'extérieur. L'hypolimnion rentre dans une phase d'hypoxie dès le mois de mai pour atteindre le stade d'asphyxie au mois d'août.

L'extension de la simulation à la période 2004-2013 confirme la régularité du phénomène et son installation dès le mois de mai dans l'hypolimnion. Globalement, aucune tendance n'est enregistrée. Cependant, la durée de la déplétion varie selon les années en fonction de plusieurs paramètres climatiques, géographiques, biologiques et physico-chimiques.

La figure 4.13 montre que la déplétion en oxygène au fond du lac d'Ilay se produit sur toute la période août-octobre. La période n'est pas constante et peut varier d'une année à l'autre. Cette variation du temps de déplétion d'oxygène est résumée dans le tableau 4.8.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 13 : Simulation du taux d'oxygène au fond du lac d'Ilay (22m)

A titre d'exemple, la déplétion d'oxygène de l'année 2005 a eu lieu de la fin juillet jusqu'au début du mois de novembre, tandis que celle de l'année 2009 n'a couvert que la période de 19/8 à 14/9 (tableau 4.8). L'année 2005 enregistre la plus longue période d'anoxie (106 jours). Cette année a été marquée par de très faibles précipitations (1300 mm contre 1700 mm en moyenne sur la période 2004-2013). Une durée de la déplétion importante a également été rencontrée pour les années de 2010 et 2011, où les précipitations annuelles étaient inférieures à 1400 mm. Ce phénomène est dû à un taux de renouvellement relativement réduit marqué par des débits nettement plus bas.

Tableau 4. 8 : Durée de la déplétion en oxygène au fond du lac d'Ilay

Année	Date de début	Date de fin	Nombre de jours
2004	24/07	26/08	33
2005	30/07	13/11	106
2006	15/07	16/08	32
2007	30/08	30/09	31
2008	04/08	05/09	31
2009	19/08	14/09	26
2010	17/08	22/10	66
2011	17/07	28/09	73
2012	05/08	19/09	46
2013	-	-	-

Source : V-T Nghiem, 2013

Sur la base des résultats de calibration du modèle pour le lac d'Ilay, la modélisation des taux d'oxygène des niveaux profonds a été étendue aux autres lacs du Jura. La durée moyenne de la déplétion en oxygène au fond pour ces lacs a été calculée et est présentée dans le tableau 4.9. Ce dernier confirme la relation entre la profondeur et la durée de déplétion. Le coefficient de corrélation (R^2) est relativement élevée, supérieur à 0.8.

Le tableau 4.9 montre que la durée moyenne de déplétion du lac de Narlay est la plus longue (90 jours) tandis que celle de Bonlieu est la plus courte (25 jours). Le lac de Narlay est affecté par la désoxygénation de l'hypolimnion sur une plus longue période que les autres lacs. Cette situation s'explique en partie par le fait que la profondeur du lac de Narlay est la plus grande (40m). L'importance de cette profondeur réduit considérablement la capacité du lac à régénérer son stock d'oxygène et fait baisser ses réserves d'une année à l'autre.

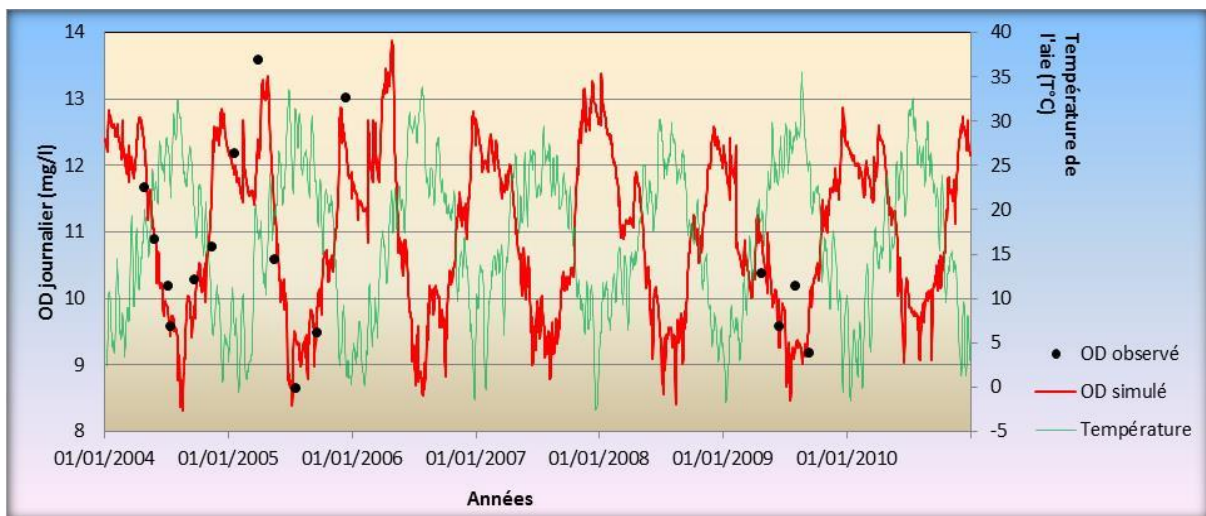
Tableau 4. 9 : Durée de déplétion en oxygène au fond des lacs du Jura

Nom de lac	Période de déplétion en oxygène	Nombre de jours de déplétion en oxygène (jours/an)	Profondeur maximale (m)
Bonlieu	Juillet et Août	25	15
Grand Maclu	Juillet et Août	28	24
Ilay	d'Août à Octobre	50	32
Narlay	d'Août à Novembre	89	40
Chalain	d'Août à Novembre	58	32
Claivaux	d'Août à Octobre	41	20

Source : V-T Nghiem, 2013

➤ **Concentration journalière en oxygène dissous à la surface des lacs**

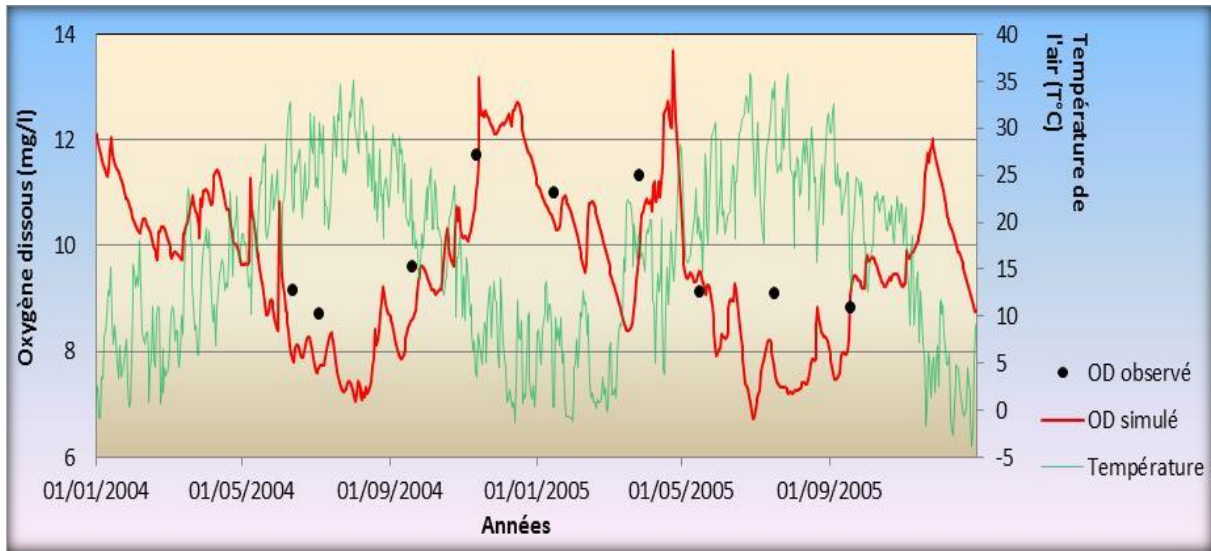
La figure 4.14 détaille les variations temporelles du taux d'oxygène observé et simulé à la surface du lac d'Ilay, au cours de la période de 2004 à 2010. Elle montre que le taux simulé est très proche de celui observé. Le coefficient de détermination (R^2) entre les données observées et simulées est assez élevé, puisque sa valeur est de 0.77 (tableau 4.10). La figure 4.14 montre également que les variations du taux d'oxygène de surface d'Ilay (de 8.2 à 13.5 mg/l) sont nettement saisonnières. Elle montre encore certaines anomalies dans ces variations au cours des printemps de 2005, 2006, 2008 et 2010 ; anomalies qui peuvent être liées à la variation de la température de l'air.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 14: Comparaison entre l'oxygène dissous observé et simulé du lac d'Ilay

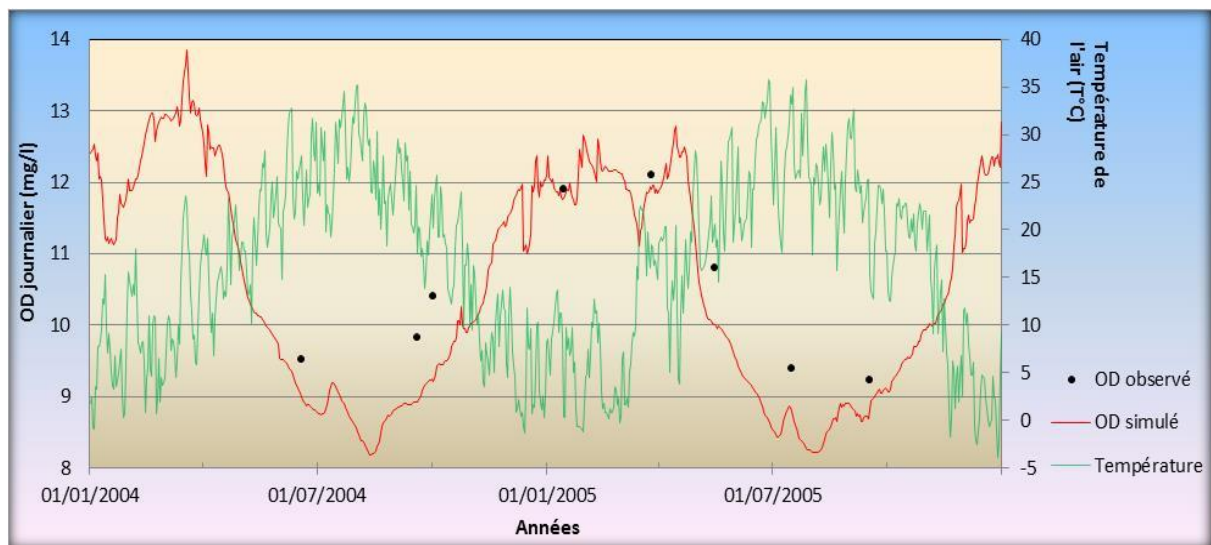
Pour le lac de Bonlieu, la figure 4.15 présente une courte série temporelle de la concentration en oxygène dissous observée et modélisée. L'erreur absolue fluctue entre 0.01 et 1.2 mg/l. Cette figure montre que le taux d'oxygène de surface en été est d'environ 7mg/l, et donc plus faible que celui du lac d'Ilay. La diminution d'oxygène dissous du Bonlieu est liée à l'augmentation de la matière organique. Les ceintures végétales sont en effet abondantes sur tout le pourtour du lac (la forêt recouvre 90% de la surface du bassin versant ; 10% sont occupés par la tourbière). Elles fournissent donc une grande quantité des débris végétaux.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 15 : Oxygène dissous journalier de la surface du lac de Bonlieu

Concernant la concentration en oxygène dissous en surface du Narlay, on constate que quelques valeurs observées extrêmes n'ont pas été bien simulées ; l'écart maximal est d'environ 1 mg/l. Cette situation peut être due au fait que son déversoir est souterrain. Cependant, les valeurs observées sont généralement très proches des valeurs modélisées (figure 4.16).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 16 : Variation de l'oxygène dissous de la surface du lac de Narlay

Le tableau 4.10 donne les coefficients de détermination (R^2) de la calibration du modèle pour l'oxygène dissous des lacs du bassin versant de l'Ain. Dans ce tableau, ces coefficients, supérieurs à 0.6, confirment la bonne calibration du modèle WARMF pour le taux d'oxygène des lacs.

Les résultats obtenus montrent que le modèle ainsi calibré est assez fiable pour évaluer l'évolution du taux d'oxygène des lacs, en raison des changements de l'occupation des sols et du changement climatique.

Tableau 4. 10 : Coefficients de corrélation entre OD simulé et observé des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom de lac	R^2	Nom de lac	R^2
Petit Maclu	0.69	Chalain	0.75
Grand Maclu	0.64	Abbaye	0.88
Ilay	0.77	Grand Etival	0.71
Bonlieu	0.81	Grand Clairvaux	0.67
Val	0.82	Vouglans	0.72
Narlay	0.73	Allement	0.66
Vernois	0.69	Nantua	0.69

Source : V-T Nghiem, 2013

Analyse des résultats de modélisation du pH de surface des lacs du Jura

Le pH, autre paramètre important de la qualité de l'eau, est étudié dans cette partie. Les figures 4.17, 4.18 et 4.19 donnent les valeurs observés et simulés du pH de surface des lacs d'Ilay, Bonlieu et Narlay.

L'évolution simulée du pH de surface d'Ilay suit de près celle observée (figure 4.17), sauf en quelques points où les valeurs observées sont plus élevées que celles simulées. Les erreurs absolues sur le pH fluctuent entre 0.1 et 1.5. La figure 4.17 montre que l'amplitude du pH de surface d'Ilay est importante, puisqu'elle s'étage de 6.5 à 8.5. Le pH le plus bas est observé au printemps. Ce peut être lié à la libération de constituants chimiques tels que les SOx et NOx, déposés dans le manteau neigeux. Ces constituants chimiques sont transportés depuis le bassin versant jusqu'au lac au cours de la fonte des neiges [Chen et al., 2001b ; Morin et al., 2008].



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 17 : Comparaison entre les pH observé et simulé de surface du lac d'Ilay

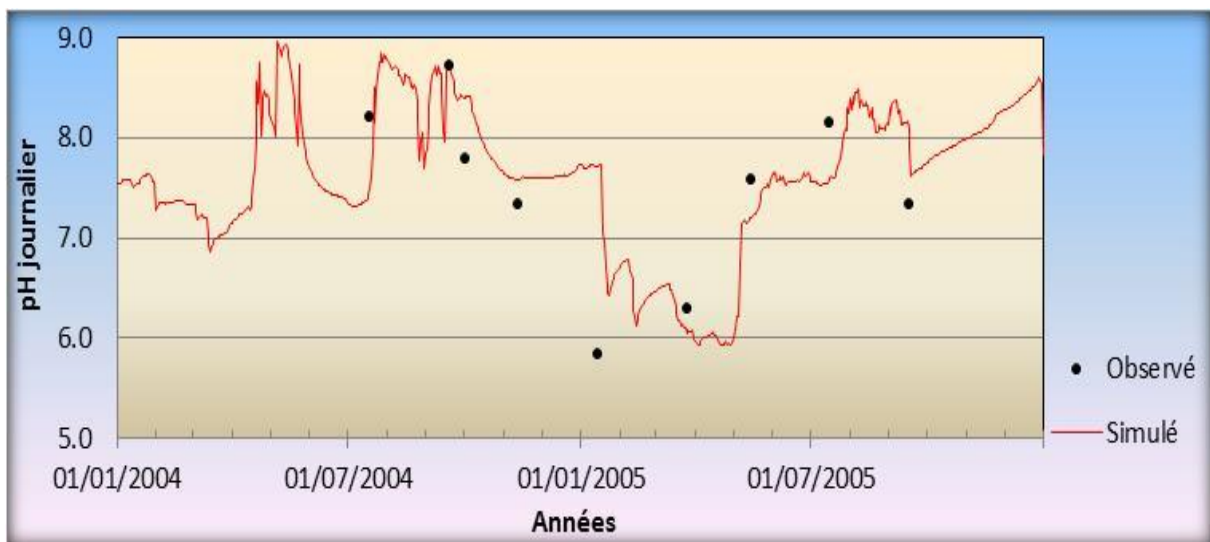
Pour le lac de Bonlieu, la figure 4.18 montre une assez bonne coïncidence entre la courbe simulée du pH et les valeurs observées. L'amplitude du pH est importante (environ 2.3). Comme pour Ilay, le pH de surface de Bonlieu baisse de façon importante au cours du printemps. Par exemple, un pH minimum de 6.3 a pu être enregistré en mars 2005.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 18 : Variation du pH journalier de surface du lac de Bonlieu

Pour le lac de Narlay, valeurs observées et simulées du pH sont généralement assez proches. La figure 4.19 en présente une courte série temporelle. Cette figure montre que l'amplitude du pH de surface du lac de Narlay est du même ordre de grandeur que celle d'Ilay et de Bonlieu. Elle peut monter jusqu'à 3.0.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 19 : Analyse comparative des pH observés et simulés de surface du lac de Narlay

Les coefficients de détermination (R^2) entre les pH observés et simulés des lacs du bassin versant de l'Ain ont été calculés pour avoir une évaluation complémentaire de la précision de la calibration du modèle (tableau 4.11). Pour la plupart des lacs, les valeurs de ces coefficients sont peu différentes et varient de 0.61 à 0.72 ; sauf pour le lac de Bonlieu où cette valeur atteint 0.83. Les valeurs R^2 du tableau 4.11 montrent que la précision de la modélisation du pH de surface pour ces lacs est acceptable.

Tableau 4. 11 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom de lac	R ²	Nom de lac	R ²
Petit Maclu	0.66	Chalain	0.65
Grand Maclu	0.71	Abbaye	0.72
Ilay	0.76	Grand Etival	0.68
Bonlieu	0.83	Grand Clairvaux	0.69
Val	0.70	Vouglans	0.63
Narlay	0.69	Allement	0.69
Vernois	0.61	Nantua	0.63

Source : V-T Nghiem, 2013

b. Analyse des résultats de calibration du modèle pour la qualité de l'eau des rivières

Afin terminer la phase de calibration du modèle sur la qualité des eaux du bassin versant, une phase de calibration du modèle est ensuite effectuée pour des paramètres physico-chimiques de l'eau des rivières. Pour ce faire, nous avons lancé une simulation en nous basant sur des résultats d'analyse de l'eau effectuée en cinq points uniformément répartis sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain. Chaque point est situé à l'exutoire d'une rivière. Il s'agit de Conte (sur l'Ain en amont), Doucier (sur le Hérisson), Jeurre (sur la Bienne), Neuville-sur-Ain (sur le Suran) et Saint-Maurice de Gourdans (sur l'Ain en aval). Cette partie est réservée pour la discussion sur la précision des résultats de la calibration du modèle en ces cinq points.

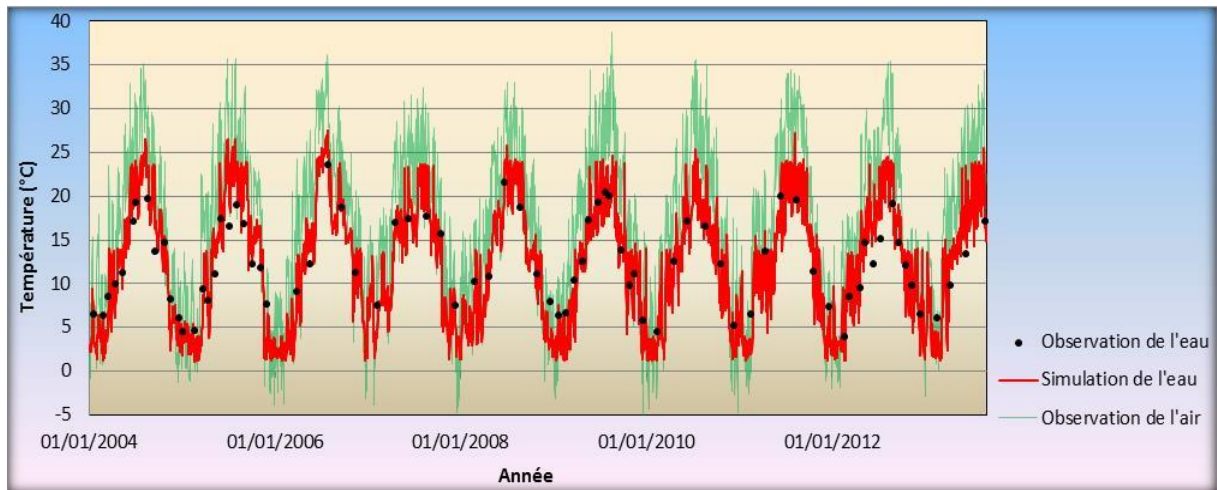
Evaluation de la calibration du modèle pour la température de l'eau des rivières

Les figures 4.20 et 4.21 présentent la température journalière du Hérisson, plus précisément à Doucier, et de l'Ain, à Saint-Maurice de Gourdans. Elles montrent une parfaite similitude entre les températures simulées et mesurées pour les deux points considérés. Elles montrent également une nette variation saisonnière de la température en accord avec les températures de l'air. La température maximale, d'environ 26°C (pour le Hérisson) et 27°C (pour l'Ain à Saint-Maurice de Gourdans) est atteinte en août et en septembre.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 20 : Résultat de la simulation de la température de la rivière Hérisson (à Doucier)



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 21 : Résultat de la simulation de la température de l'Ain (à Saint-Maurice de Gourdans)

Afin de confirmer la précision des résultats de la calibration du modèle pour la température, les coefficients de détermination (R^2) entre données simulées et observées aux cinq sites, ont été calculés et sont présentés dans le tableau 4.12. Ce tableau montre que leurs valeurs sont élevées (supérieures à 0.8) pour tous les sites considérés. Pour les deux sites de Doucier et de Saint-Maurice de Gourdans, les données simulées sont particulièrement proches de celles observées puisque leur coefficient de corrélation est de 0.94.

Les valeurs obtenues pour ces coefficients confirment donc que le calage du modèle est satisfaisant.

Tableau 4. 12 : Coefficients de corrélation entre les températures simulées et observées des rivières

Position	Rivière	Nash (R^2)
Conte	L'Ain (en amont)	0.89
Doucier	Le Hérisson	0.94
Jeurre	La Bienne	0.91
Neuville-sur-Ain	Le Suran	0.82
St-Maurice de Gourdans	L'Ain (en aval)	0.94

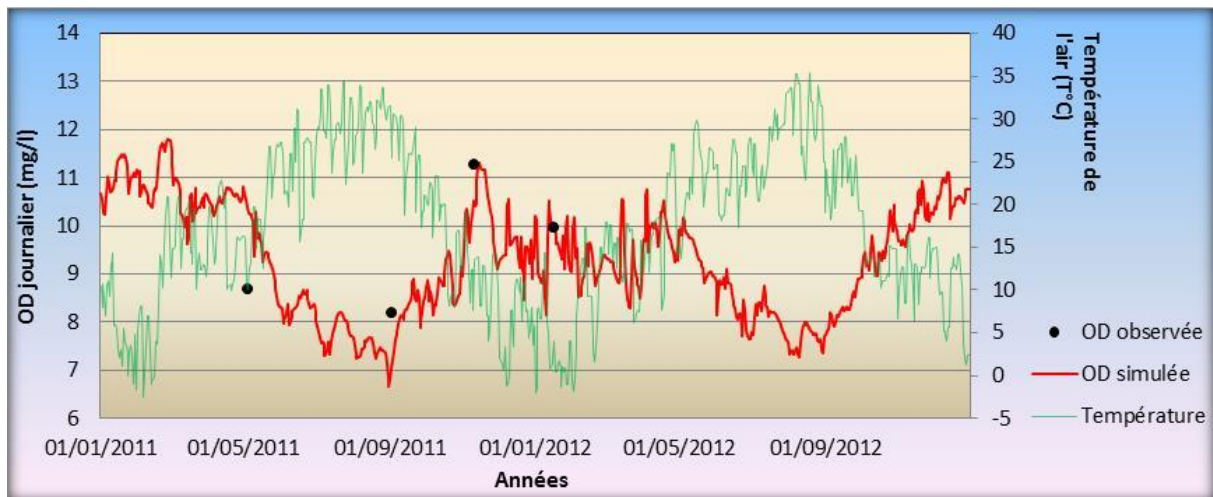
Source : V-T Nghiem, 2013

Précision de la calibration du modèle pour les taux d'oxygène des rivières

La figure 4.22 montre que les taux d'oxygène au site de Doucier varient de 6.5 à 12 mg/l sur la période de 2011 à 2012. Les quelques données mesurées en ce site, sont en bon accord avec celles simulées.

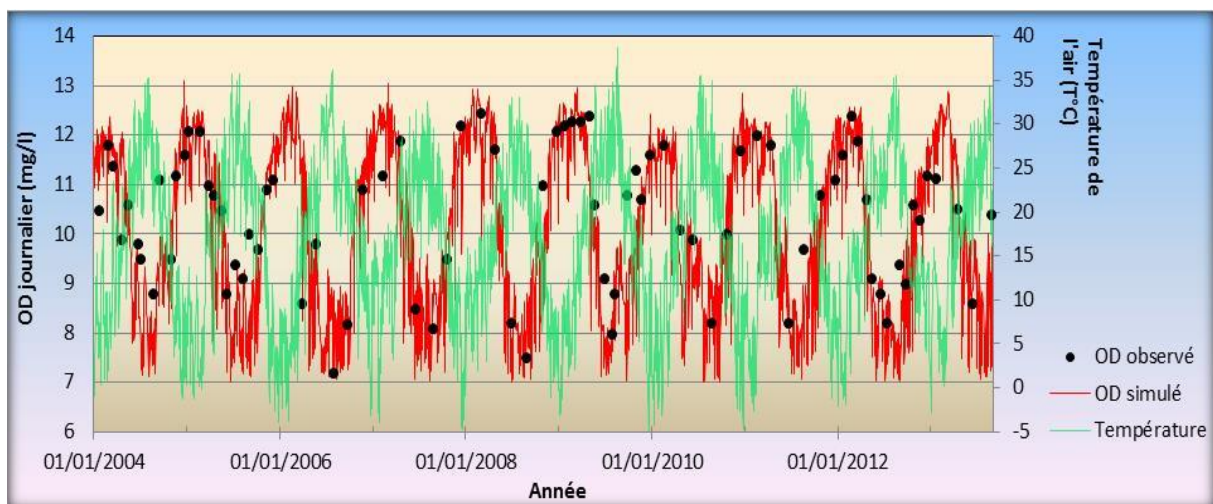
La figure 4.23 montre les variations saisonnières de la concentration en oxygène dissous, pour le site de Saint-Maurice de Gourdans (en aval de l'Ain). Le modèle a simulé correctement le taux d'oxygène tout au long de la période de calibration (2004-2013). Les erreurs absolues sont faibles, et fluctuent entre 0.1 et 1.0 mg/l. Les données simulées d'oxygène sont légèrement inférieures, en moyenne, à celles observées, en particulier pendant les mois d'été. L'analyse temporelle montre que la concentration en oxygène dissous en aval de l'Ain fluctue entre 6 et 13 mg/l. La valeur minimale de 6 mg/l est obtenue au mois de septembre 2006.

La comparaison des deux figures 4.22 et 4.23 sur la période 2011-2012 montre que le taux d'oxygène de la rivière Hérisson est plus faible que celui de l'Ain. Deux raisons peuvent expliquer cette situation : la première est que le taux de forêt du bassin versant du Hérisson est plus important que celui du bassin versant de l'Ain (72% contre 66%) ; le Hérisson bénéficie donc d'un plus grand apport de matière organique. La deuxième tient aux débits, ceux du Hérisson étant nettement plus faibles que ceux de la rivière de l'Ain (environ 2 m³/s contre 47 m³/s) ; la capacité de dissolution de l'oxygène atmosphérique dans l'eau est donc moins importante pour le Hérisson.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 22 : Analyse comparative des taux d'oxygène simulés et observés de la rivière Hérisson (à Doucier)



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 23 : Analyse comparative des taux d'oxygène simulés et observés de l'Ain (à Saint-Maurice de Gourdans)

Les coefficients de détermination (R^2) ont été calculés pour cinq sites de mesure, afin d'évaluer la précision de la calibration du modèle au niveau des taux d'oxygène (tableau 4.13). Ces coefficients étant dans une gamme de 0.70 à 0.82, la calibration du modèle peut être considérée comme acceptable.

Tableau 4. 13 : Coefficients de détermination entre l'OD simulé et observé des rivières

Position	Rivière	Nash (R^2)
Conte	L'Ain (en amont)	0.70
Doucier	Le Hérisson	0.74
Jeurre	La Bienne	0.72
Neuville-sur-Ain	Le Suran	0.65
St-Maurice de Gourdans	L'Ain	0.82

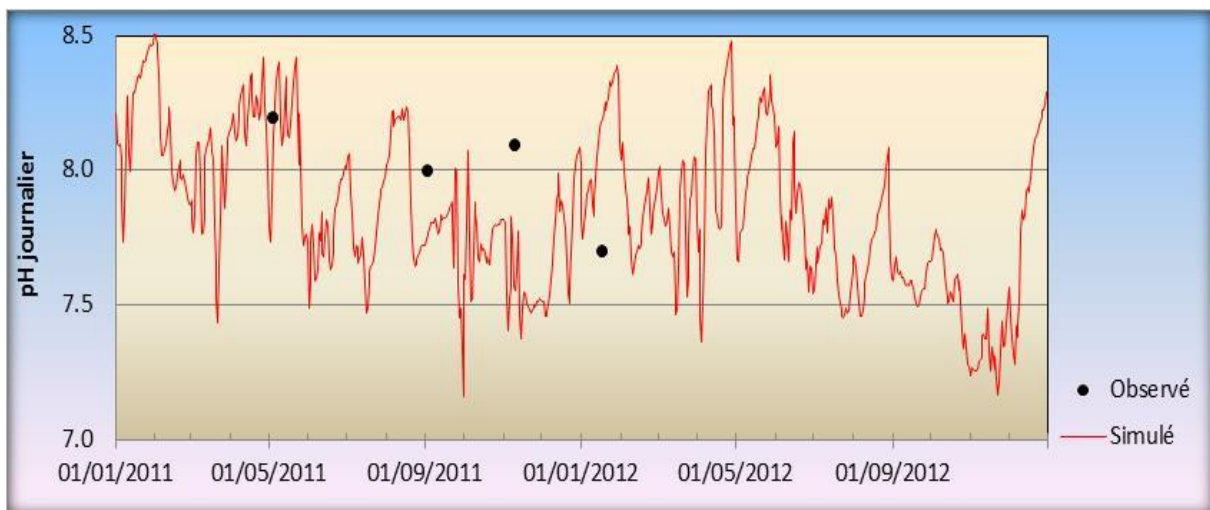
Source : V-T Nghiem, 2013

Evaluation de la capacité du modèle pour la modélisation du pH des rivières

La capacité du modèle à simuler le pH des rivières, est évaluée en comparant à nouveau données calculées et données mesurées. La figure 4.24 présente le graphique du pH simulé et observé au site de Doucier, près de l'exutoire de la rivière Hérisson. Les quatre mesures dont nous disposons, restent dans la gamme des valeurs simulées, qui varient de 7.2 à 8.5.

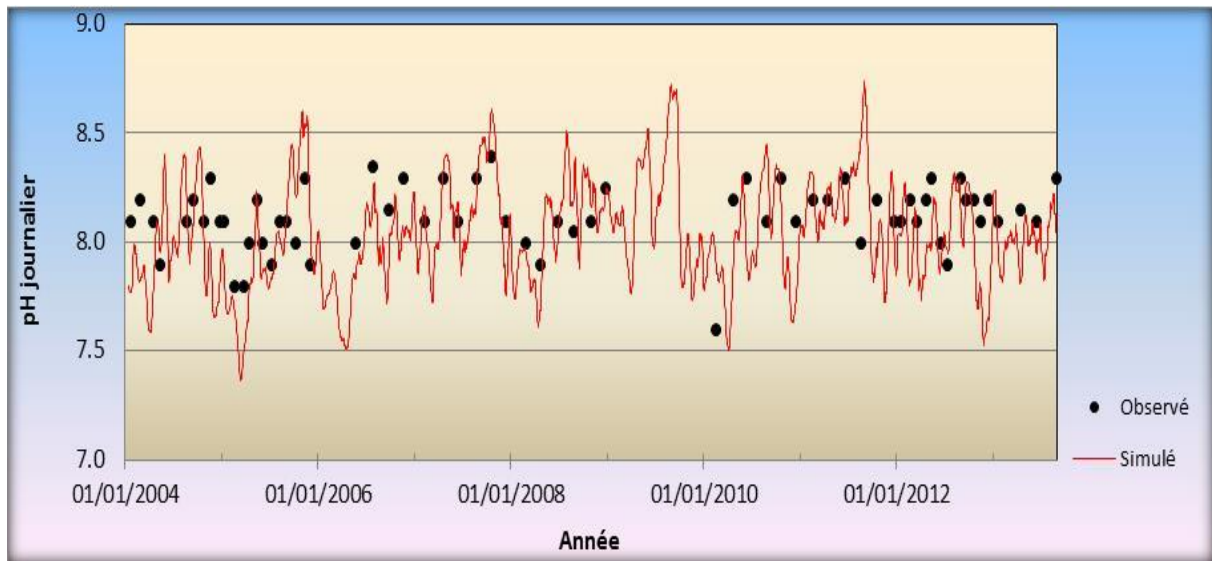
La figure 4.25 montre les variations temporelles du pH observé et simulé au site de Saint-Maurice de Gourdans en aval de l'Ain. Les données simulées du pH coïncident assez bien avec celles observées, mais semblent en moyenne légèrement sous-estimées, en particulier au printemps. Cette figure montre également que l'amplitude du pH dans la rivière de l'Ain est assez importante, puisqu'elle varie entre 7.3 et 8.7. Rappelons que le pH de l'eau est un indicateur de la stabilité de l'équilibre entre les différentes natures d'acide. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend, en outre, de la nature géologique du milieu traversé, des rejets des eaux usées [Dussart,. 1966], des valeurs de la température et de la salinité [Nisbet et Verneaux,. 1970].

Les figures 2.24 et 2.25 montrent également que le pH de la rivière Hérisson est plus faible que celui de l'Ain. Cette situation est due à un apport de matière organique plus important dans le bassin versant du Hérisson que dans celui dans le bassin versant de l'Ain.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 24 : pH journalier du Hérisson à Doucier



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 25 : pH journalier de l'Ain à Saint-Maurice de Gourdans

Les coefficients de détermination (R^2) entre le pH simulé et observé ont été estimés et sont présentés dans le tableau 4.14. Ces valeurs étant dans une gamme de 0.59 à 0.68, les résultats de la calibration du modèle pour le pH des rivières peuvent être considérés comme acceptables.

Tableau 4. 14 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des rivières

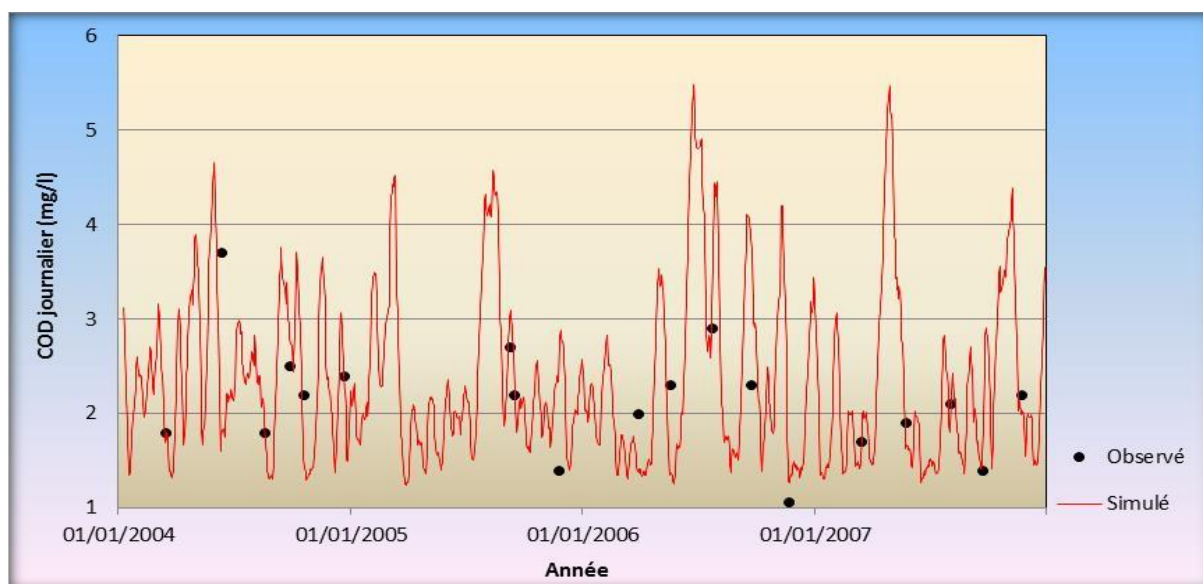
Position	Rivière	Nash (R^2)
Conte	L'Ain (en amont)	0.64
Doucier	Le Hérisson	0.68
Jeurre	La Bienne	0.66
Neuville-sur-Ain	Le Suran	0.59
St-Maurice de Gourdans	L'Ain	0.64

Source : V-T Nghiem, 2013

Evaluation des résultats de calibration du modèle pour la teneur en carbone organique des rivières

Enfin, on a évalué la précision de la calibration du modèle pour la qualité des eaux en analysant les résultats de modélisation des teneurs en carbone organique. Les figures de 4.26 à 4.30 présentent les graphiques des données simulées et observées des teneurs en carbone organique pour les cinq sites étudiés du bassin versant de l'Ain. Ces données ont permis de mesurer l'évolution des teneurs en carbone sur plusieurs années.

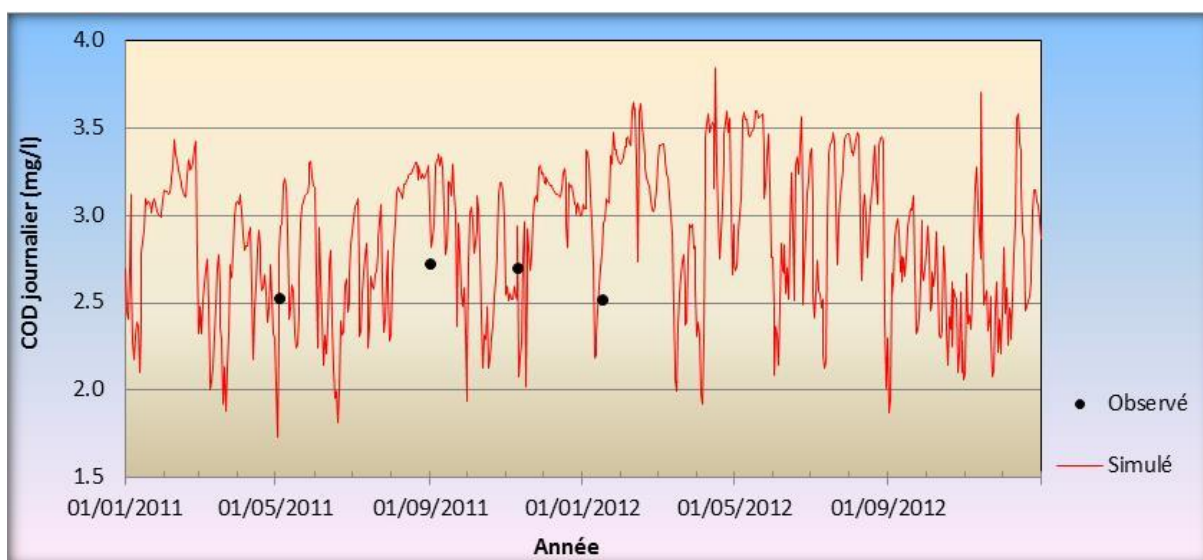
En amont, le point de mesure est situé à Conte qui affiche des teneurs relativement faibles de l'ordre de 1.5-2 mg/l en période normale. La figure 4.26 montre une adéquation quasi parfaite pour les faibles teneurs. A contrario, aucune mesure des flux organiques n'est faite en période de crue, ce qui ne nous permet pas de préciser le calage du modèle pour ces phases de décharge massive.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 26 : Analyse comparée du taux de carbone organique de l'Ain (à Conte)

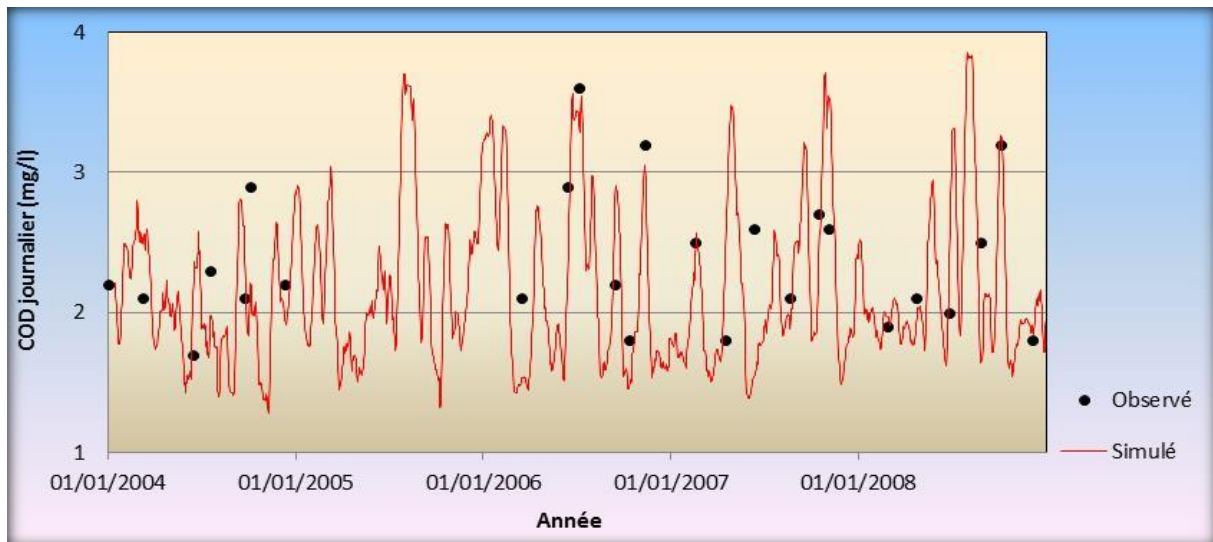
Pour le cadre de la rivière Hérisson, la figure 4.27 donne les variations des teneurs en carbone organique observées et simulées au site de Doucier. Elle montre une bonne similitude entre les données simulées et observées.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 27: Carbone organique dissous journalier du Hérisson à Doucier

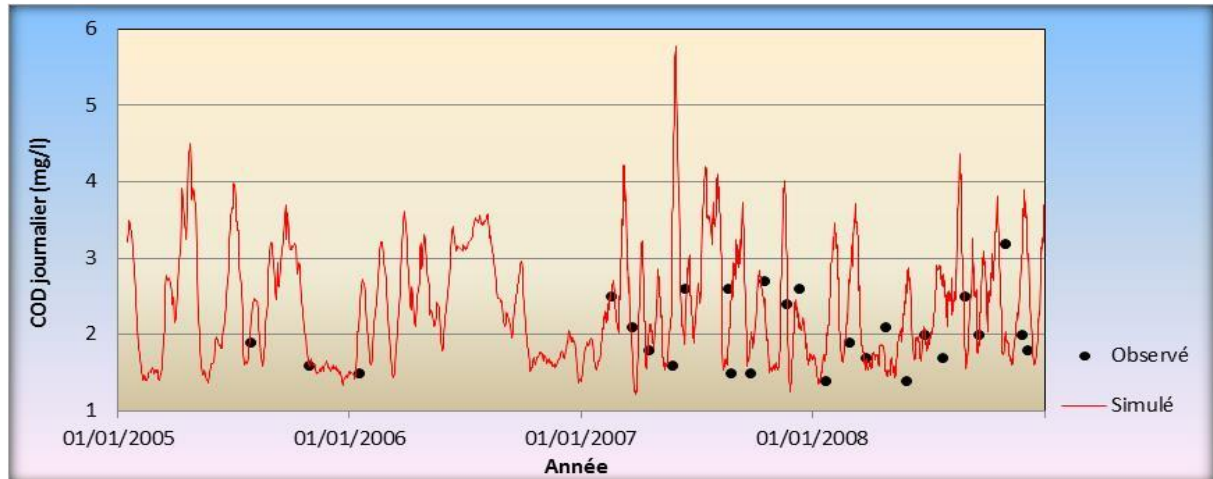
Plus en aval, la rivière Bienne, un des principaux affluents de l'Ain, affiche des teneurs similaires voire légèrement plus élevées que le site précédent. Les valeurs maximales atteignent 3.5 mg/l de carbone organique dissous (Figure 4.28). L'adéquation des deux lignes de tendance des données observées et simulées est bonne, ce qui indique un calage acceptable du modèle.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 28: Carbone organique dissous de la Bienne (à Jeurre)

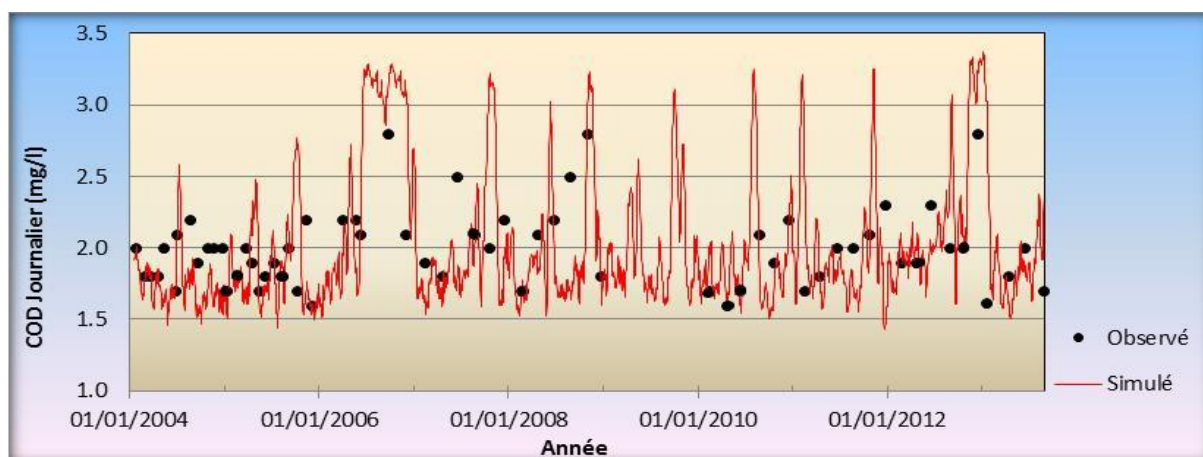
Le site de Neuville-sur-Ain (en aval sur la rivière Suran) a enregistré une variation significative des teneurs en carbone organique (figure 4.29). Ces teneurs simulées au niveau de ce site étaient un peu supérieures à celles observées. Globalement les résultats de la simulation donnent des valeurs moyennes qui fluctuent autour de 3 mg/l durant les périodes de forts apports, avec des pics dépassant les 4 mg/l par moment. Ces forts apports peuvent être causés par l'augmentation des matières organiques sur son bassin versant pendant les mois de printemps, où les précipitations sont assez élevées.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 29 : Teneurs en carbone organique observées et simulées de la rivière Suran (à Neuville-sur-Ain)

A l'embouchure de l'Ain, les teneurs en carbone organique affichent une tendance à la stabilité, comparativement à toutes les valeurs obtenues plus en amont (figure 4.30). La valeur moyenne sur toute la période de simulation est à peu près de même niveau que celle des données observées. Les teneurs en carbone organique sont principalement dans une gamme de 1.5 à 2.5 mg/l, mais elles présentent parfois des valeurs plus élevées qui peuvent dépasser 3.0 mg/l pendant les mois de printemps et d'automne. Cette situation est explicable par l'apport important des matières organiques provenant des feuilles mortes. En générale, la ligne de tendance du carbone organique simulé à ce site suit la ligne observée relativement bien.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 30 : Variation du taux de carbone organique de l'Ain à Saint-Maurice de Gourdans

Les coefficients de détermination (R^2) entre les teneurs en carbone organique simulés et observés pour les cinq sites considérés, sont reportés dans le tableau 4.15. Leurs valeurs qui vont de 0.53 à 0.59, montrent une précision très acceptable de la modélisation pour le bassin versant de l'Ain.

Tableau 4. 15 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des rivières

Position	Rivière	Nash (R^2)
Conte	L'Ain (en amont)	0.54
Doucier	Le Hérisson	0.54
Jeurre	La Bienne	0.66
Neuville-sur-Ain	Le Suran	0.53
St-Maurice de Gourdans	L'Ain	0.59

Source : V-T Nghiem, 2013

4.2. Evolution de l'occupation des sols : Flux de matière organique et désoxygénation des eaux

Sur la base des résultats de la calibration du modèle WARMF pour la qualité des eaux des lacs et des rivières (cf 4.1), la simulation de l'évolution des teneurs en oxygène a été effectuée pour trois lacs, en l'occurrence Ilay, Bonlieu et Narlay, en considérant plusieurs scénarios de l'occupation des sols. Cette étape permet d'apprécier l'impact des changements du couvert végétal, sur la dynamique physico-chimique des plans d'eau jurassiens et plus largement sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain. Cette simulation est réalisée sur une période de 38 ans (1975-2013) en utilisant l'état de l'occupation du sol en 2010 (condition actuelle), et les deux scénarios pour 2020 et 2030. Les taux de carbone organique et d'oxygène des lacs correspondant à l'occupation du sol de l'année 2030 sont intégrés à titre prédictif pour déterminer l'écart aux conditions actuelles, qui pourrait caractériser les vingt prochaines années.

Deux échelles seront par conséquent privilégiées :

- une petite échelle avec comme exemple le bassin versant du Hérisson. Celui-ci étant choisi pour une évaluation précise de l'évolution de l'oxygène dissous de la rivière Hérisson et des 4 lacs que renferme son bassin, en l'occurrence Bonlieu, Grand Maclu, Ilay et Val. Une étude à cette échelle doit permettre de mieux cerner la dynamique lacustre et d'évaluer les conséquences de tels phénomènes sur les rivières locales.

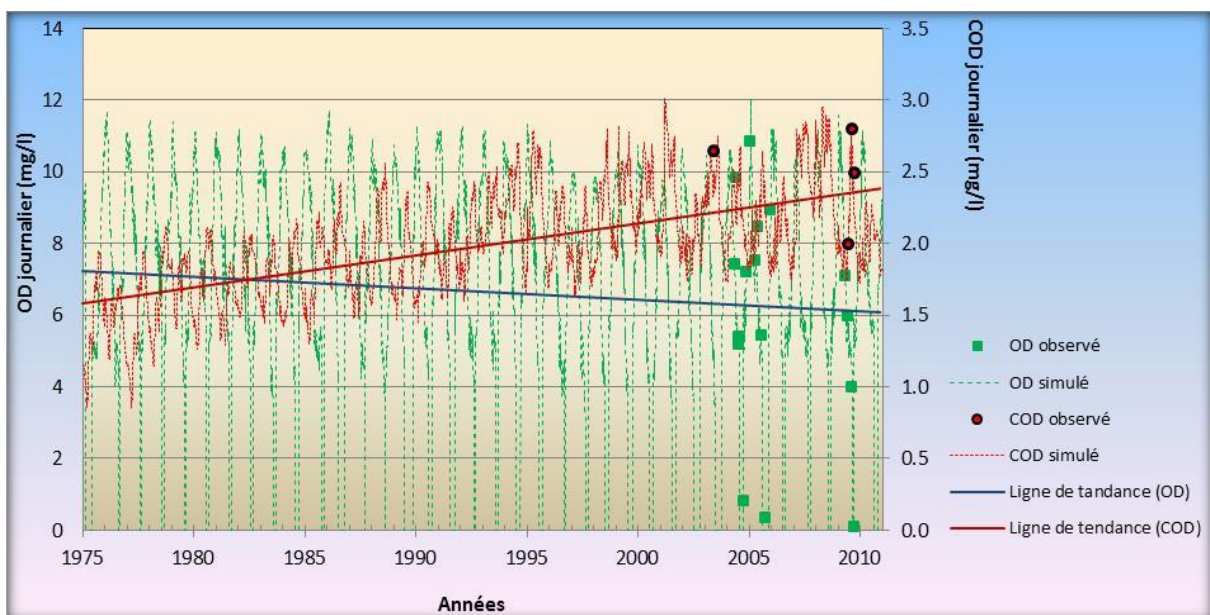
- une grande échelle qui concernera tout le bassin versant de l'Ain, auquel on appliquera la méthode d'étude utilisée pour le bassin versant du Hérisson. Pour cette échelle, les traitements concerneront principalement la rivière de l'Ain et certains lacs importants tels que Narlay, Chalain, Vouglans.

4.2.1 Evolution les taux d'oxygène au fond des lacs : Cas des lacs du Haut-Jura

a. Diminution du taux d'oxygène au fond des lacs : une conséquence de l'évolution du carbone organique dissous

Dans les lacs, les taux d'oxygène dépendent de plusieurs phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui modifient la répartition verticale et la variabilité temporelle [Légaré, 1998]. La saison estivale est marquée par un réchauffement des couches d'eau superficielles et une stratification thermique de la colonne d'eau en trois strates. Dans ce cas, les eaux superficielles sont souvent sursaturées en raison de l'activité photosynthétique, tandis que les eaux profondes peuvent rentrer dans une phase d'anoxie sous l'effet de la consommation d'oxygène durant la période de décomposition du carbone organique [Copin-Montégut, 1996]. L'augmentation de la concentration en carbone organique, combinée à un important stockage de la matière organique des sédiments et à la morphométrie, ont rendu les lacs du Jura particulièrement sensibles au processus de déplétion de l'oxygène. Cette hypothèse a été confirmée par l'évaluation de l'association entre les taux d'oxygène et de carbone organique à l'hypolimnion (figure 4.31). Nos études menées sur les lacs du Jura ont démontré la forte participation des composés organiques dans les processus de consommation d'oxygène et de réduction du milieu.

A titre d'exemple, la figure 4.31 montre que la hausse des apports organiques au lac d'Ilay est accompagnée par la nette baisse des taux d'oxygène au fond du lac. Une tendance positive pour le taux de carbone organique et négative pour le taux d'oxygène est enregistrée. Laquelle est confirmée par les mesures effectuées de 2003 jusqu'à 2013. En effet, les mesures permanentes réalisées depuis août 2011 jusqu'au mois de mai 2013 affichent des baisses sensibles pouvant atteindre 30% à 22 m de profondeur au lac d'Ilay.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 31 : Evolution des taux de carbone organique et d'oxygène du lac d'Ilay

b. Evolution des teneurs en carbone organique au fond des lacs

Dans les bassins versants du Hérisson et de l'Ain, une partie des terres cultivées a progressivement été envahie par la forêt en raison de l'exodu urbain des treintes dernières années. En conséquence, les apports de matière organique et de carbone organique provenant des zones forestières, peuvent augmenter dans les lacs. Pour éclaircir ce point, une analyse statistique de l'évolution des teneurs en carbone organique au fond des lacs a été réalisée pour les trois lacs du Jura (Ilay, Bonlieu et Narlay). Elle permet de trouver un lien qualitatif et quantitatif entre l'évolution des taux de carbone organique et les changements de l'occupation du sol.

Les figures 4.32, 4.33 et 4.34 présentent les taux mensuels de carbone organique pour ces trois lacs en utilisant deux scénarii de l'occupation des sols en 2020 et en 2030. La concentration de carbone organique dissous (COD) correspondant à l'occupation du sol de 2010 est prise comme référence. Les écarts entre la référence et les scénarii de l'occupation des sols, ont été calculés pour quantifier l'évolution de cette concentration. Globalement, les teneurs en carbone enregistreront une augmentation en 2030.

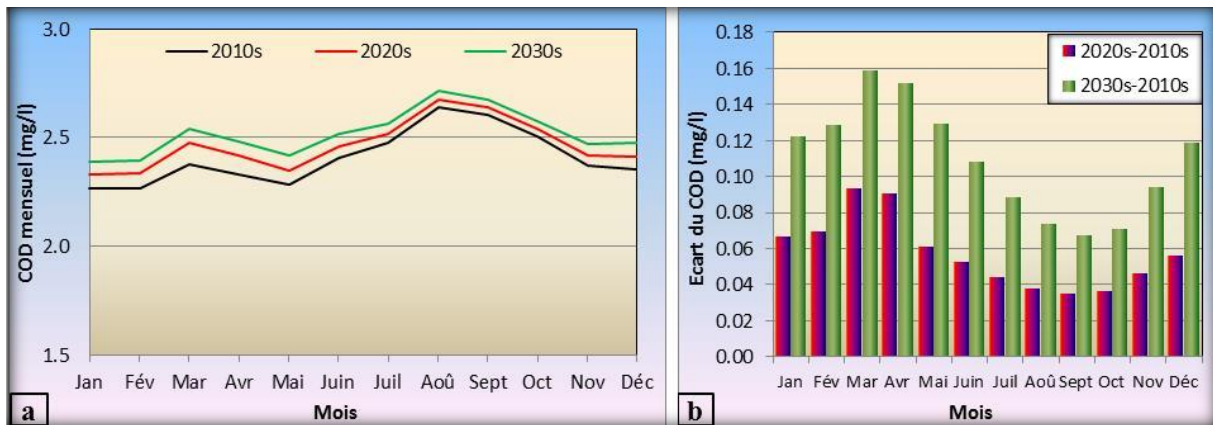
Pour le lac d'Ilay, la figure 4.32 montre que les teneurs en carbone organique correspondant à l'occupation des sols de 2020 et de 2030 augmenteront respectivement de 0.05 et de 0.15 mg/l, en moyenne, par rapport à l'occupation du sol de 2010. Elles augmenteront plus importantes pour les mois de printemps car ces mois sont marqués par la fonte de neige et l'augmentation des pluies qui provoquent des forts apports des matières organiques sur son bassin versant. Les écarts maximaux de 0.13 mg/l (2020s-2010s) et de 0.31 mg/l (2030s-2010s) sont enregistrés pour le mois d'avril (figure 4.31b).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 32 : Evolution des teneurs en carbone organique au fond du lac d'Ilay pour les scénarii de l'occupation des sols

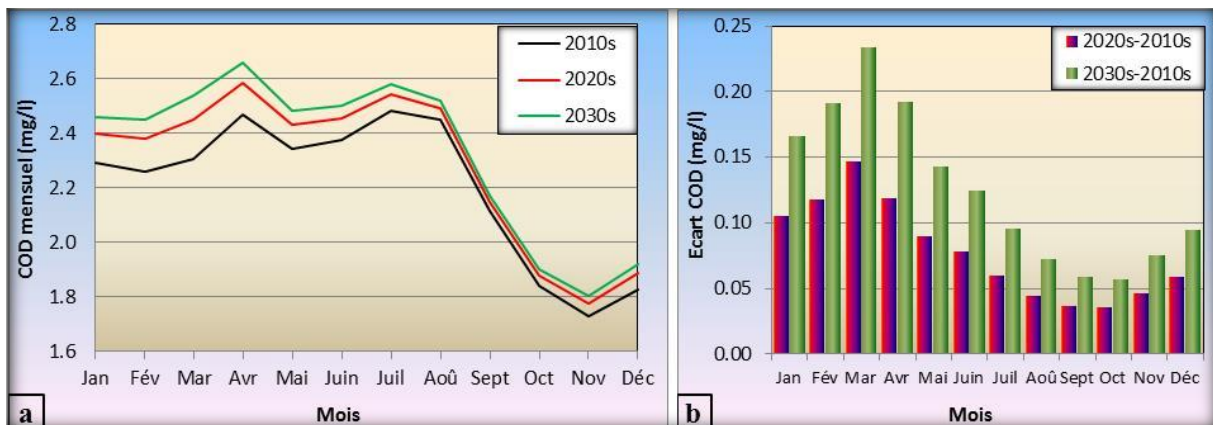
Dans le cas du lac de Bonlieu, la figure 4.33 montre une augmentation importante du taux de carbone organique pour l'occupation des sols à l'horizon 2020 et 2030. Les écarts varient entre 0.03 et 0.09mg/l pour le scénario de 2020, et entre 0.07 et 0.16 mg/l à l'horizon 2030 (figure 4.33b). L'augmentation du taux de carbone organique est assez élevée pour les mois de mars et d'avril pour les deux scénarii de l'occupation des sols de 2020s et 2030s.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 33 : Evolution des taux de carbone organique au fond du lac de Bonlieu pour les scénarii de l'occupation des sols

Comme dans le cas des lacs d'Ilay et de Bonlieu, la teneur en carbone organique au fond du lac de Narlay correspondant à l'occupation des sols de 2020 et 2030, peut augmenter sensiblement (figure 4.34), pour atteindre un maximum de 0.24 mg/l (figure 4.34b).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 34 : Evolution des taux de carbone organique au fond du lac de Narlay

c. Evolution des taux d'oxygène au fond des lacs

Les figures 4.35, 4.36 et 4.37 montrent l'évolution des taux d'oxygène au fond des lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay (les taux correspondant à l'occupation du sol de 2010 ont été pris comme données de référence).

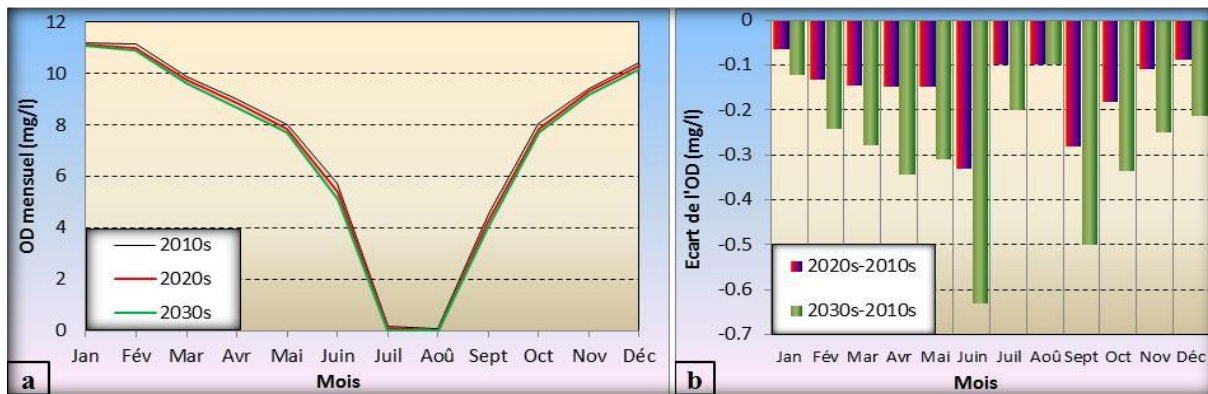
Dans le cas du lac d'Ilay, la figure 4.35b montre que les écarts maximaux entre le taux d'oxygène de référence (2010) et ceux qui correspondent à l'occupation des sols de 2020 et 2030, peuvent atteindre respectivement -0.7 mg/l et -1.2 mg/l. La diminution du taux d'oxygène est plus forte pour deux périodes : juin-juillet (été) et octobre-novembre (automne). Elles sont les périodes pendant lesquelles s'allonge la déplétion d'oxygène (rectangles rouges). Pour ces périodes, la diminution du taux d'oxygène peut être causée par l'augmentation de la décomposition des matières organiques pendant les mois d'été et d'automne, où la température est assez élevée.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 35 : Comparaison du taux d'oxygène au fond du lac d'Ilay pour les scénarii de l'occupation des sols

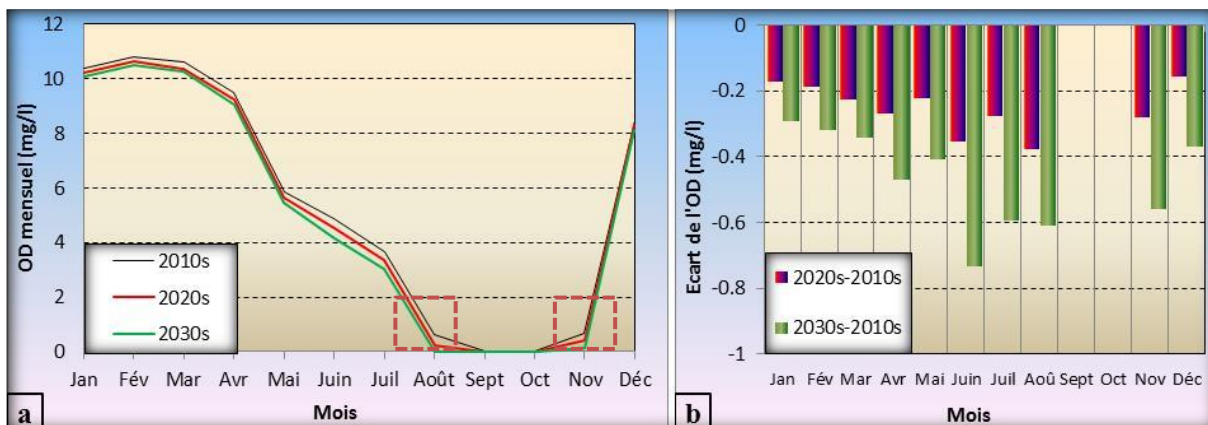
Comme pour le cas du lac d'Ilay, les taux d'oxygène dissous au fond du lac de Bonlieu, varient sensiblement selon les différents scénarios de l'occupation des sols (figures 4.36). Les baisses correspondant à l'occupation des sols de 2020 et 2030 sont respectivement de -0.38 à 0.02 mg/l et de -0.6 à 0 mg/l (figure 4.36b). Le taux d'oxygène pendant la période estivale pour l'occupation du sol de 2030 peut devenir nul.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 36 : Variation du taux d'oxygène au fond du lac de Bonlieu

Pour le lac de Narlay, les taux d'oxygène au fond du lac doivent également diminuer fortement (figure 4.37). Ces diminutions sont en effet près de -0.4 mg/l et -0.8 mg/l pour l'occupation des sols de 2020 et 2030 (figure 4.37b).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 37 : Comparaison du taux d'oxygène au fond du lac de Narlay pour les scénarii de l'occupation des sols

Concernant la durée de déplétion d'oxygène, le tableau 4.16 montre l'évolution du nombre de jours de cette déplétion au fond de trois lacs du Jura. D'après ce tableau, la durée de déplétion d'oxygène des lacs de Bonlieu, d'Ilay et de Narlay se trouve augmentée pour les cas de l'occupation des sols de 2020 et 2030. Elle enregistre un allongement marquant des périodes d'anoxie qui débutent en juin et se terminent vers la fin du mois d'octobre pour Ilay et Narlay, et s'étalent de juin à août pour Bonlieu. Ces allongements réduisent fortement la capacité du lac à régénérer son stock d'oxygène et provoquent la non-reconstitution des réserves. Ce phénomène pourrait accentuer la déplétion dans le temps et l'étendre progressivement à l'ensemble de la couche hypolimnionique. La durée de la déplétion de ces trois lacs peut augmenter d'environ 6.4, 8.7 et 7.9 jours respectivement, et atteindre 34.4, 58.7 et 96.9 jours/année, pour l'occupation du sol de 2030.

Les résultats analysés ci-dessus montrent que le changement de l'occupation des sols à l'horizon 2020 et 2030 a un impact significatif sur l'évolution des taux d'oxygène ainsi que sur l'expansion de la durée de la déplétion d'oxygène au fond des lacs. Cela est dû à l'augmentation des apports de matière organique d'origine exogène, depuis les versants et à celle produite en interne. L'analyse prédictive basée sur l'occupation des sols de 2030 confirme l'évolution globale et l'accentuation du phénomène [Nghiem et al., 2013 ; Nedjai et al., 2013]. Les flux exogènes de matière organique accompagnés par une production interne induisent une hausse de la consommation d'oxygène. Ce sont les lacs les plus profonds qui accuseront la plus forte déplétion.

Tableau 4. 16 : Evolution du nombre du jour de déplétion d'oxygène au fond des lacs due au changement de l'occupation des sols

Nom de lac	Période de déplétion d'Oxygène	Nombre du jour de déplétion d'oxygène (jours/an)		
		2010s	2020s	2030s
Bonlieu	Juillet et Août	25	29.8	31.4
Ilay	d'Août à Octobre	50	56.6	58.7
Narlay	d'Août à Novembre	89	95.8	96.9

Source : V-T Nghiem, 2013

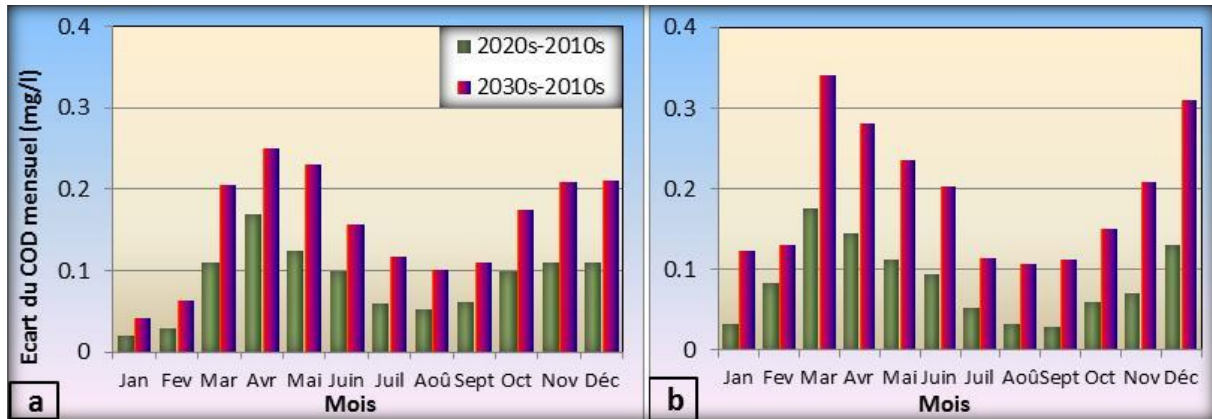
4.2.2. Impact du changement de l'occupation des sols sur l'évolution des taux d'oxygène des rivières

a. Taux de carbone organique des rivières

Au niveau des rivières, la figure 4.38 présente l'évolution mensuelle des teneurs en carbone organique due au changement de l'occupation des sols pour deux sites : Doucier (sur le Hérisson) et Saint-Maurice de Gourdans (sur l'Ain).

Pour le cas du bassin versant de l'Ain, la figure 4.38a montre que les teneurs en carbone organique correspondant à l'occupation du sol de 2020 et 2030 devraient augmenter respectivement de 0.09 à 0.17 mg/l et de 0.12 à 0.25 mg/l, par rapport à 2010.

Localement, la figure 4.38b montre que la variation des teneurs en carbone organique du bassin versant du Hérisson est plus importante que celle du bassin versant de l'Ain. Les écarts des teneurs en carbone organique varient entre 0.03 et 0.17 mg/l pour 2020 et de 0.12 à 0.34 mg/l pour 2030, par rapport de 2010.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 38 : Evolution mensuelle des taux de carbone organique des rivières de l'Ain (a) et Hérisson (b)

b. Evolution des taux d'oxygène des rivières

Dans la partie précédente (cf 4.2.1), la diminution des taux d'oxygène des lacs due au changement de l'occupation des sols a été confirmée pour trois lacs (Ilay, Bonlieu et Narlay). Dans cette partie, nous tenterons d'analyser ce phénomène pour les eaux courantes, en l'occurrence la rivière de l'Ain et ses affluents. Afin de tester cette hypothèse, nous avons comparé l'évolution des taux d'oxygène dans tout le bassin versant de l'Ain en considérant les différents scénarii de l'occupation des sols pour 2010, 2020 et 2030.

L'analyse du changement de l'occupation des sols sur l'état oxygène des rivières a été réalisée en deux sites : Doucier (sur la rivière du Hérisson) et Saint-Maurice de Gourdans (sur la rivière de l'Ain). Le premier site, exutoire du bassin versant du Hérisson permet d'évaluer l'implication des lacs dans la régulation et le contrôle des taux d'oxygène dans les rivières. Par contre, le site de Saint-Maurice de Gourdans permet d'effectuer une approche globale et d'estimer l'état oxygène pour la rivière de l'Ain.

La figure 4.39 rend compte des écarts mensuels des taux d'oxygène pour le Hérisson et l'Ain en utilisant les scénarii d'occupation des sols pour 2010, 2020 et 2030. Comme avec les lacs, l'année 2010 est prise comme année de référence pour ces comparaisons. Les diminutions des taux d'oxygène varient de 0 à 0.008 mg/l pour la rivière de l'Ain (figure 4.39a) et de 0 à 0.004 mg/l pour le Hérisson (figure 4.39b). Globalement, la variation des taux d'oxygène des rivières due au changement de l'occupation des sols est très faible ; elle ne dépasse guère 0.008 mg/l. Il est important de noter que les teneurs en carbone organique devraient augmenter sensiblement.



Source : V-T Nghiem, 2013

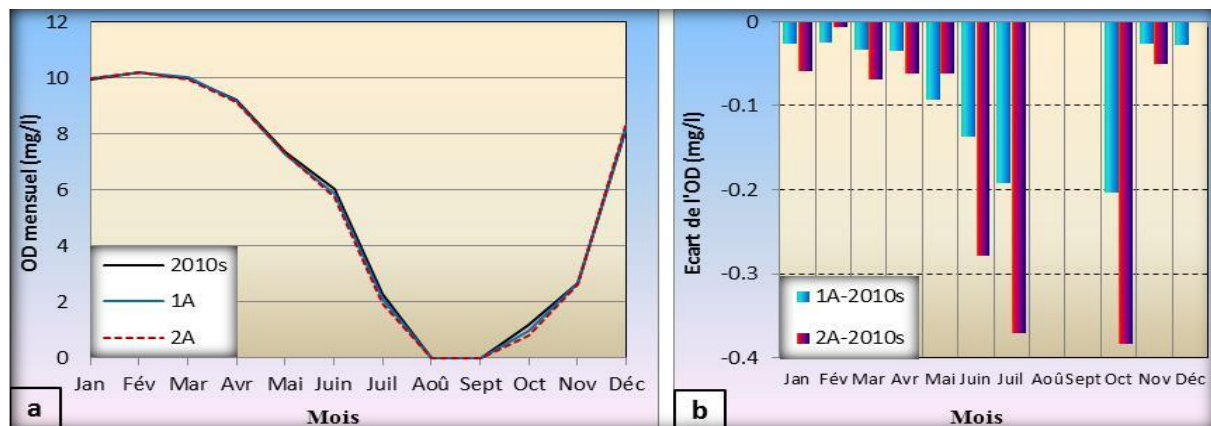
Figure 4. 39 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène des rivières

4.3. Le changement climatique : influence potentielle pour l'oxygénation des eaux

Pour le bassin versant de l'Ain, l'impact sur l'évolution des taux d'oxygène des lacs et des rivières en raison du changement climatique sera analysé pour deux scénarii climatiques (1A et 2A) à l'horizon 2030. Dans ces deux cas, les résultats de modélisation pour ces scénarii seront comparés au cas de référence (climat actuel) sur la base d'une modélisation journalière du taux d'oxygène pendant la période 1975-2013. Les évaluations de l'impact du changement climatique sur les taux d'oxygène des eaux seront faites au niveau des eaux du fond des lacs et au niveau des eaux des rivières.

4.3.1 Cas des lacs : constat important de la déplétion d'oxygène dans l'hypolimnion

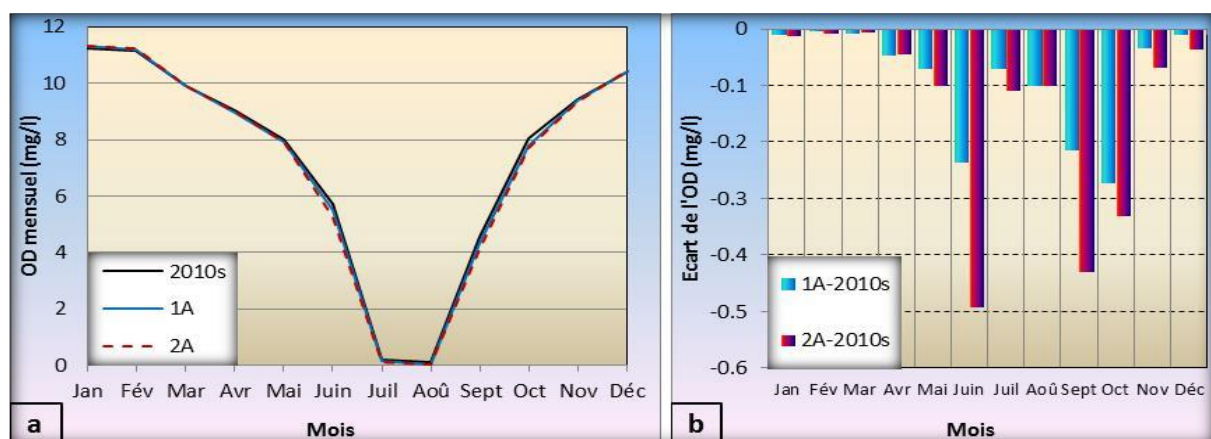
Pour le lac d'Ilay, la figure 4.40 montre que le taux d'oxygène de l'hypolimnion devrait diminuer de 0 à 0.2 mg/l avec le scénario 1A, et de 0 à 0.4 mg/l avec le scénario 2A. La plus forte diminution est observée durant les mois de juin, juillet et octobre. Elle note également que les mois d'août et septembre seront une durée d'appauvrissement de l'oxygène pour 2030.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 40 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène du lac d'Ilay due au changement climatique

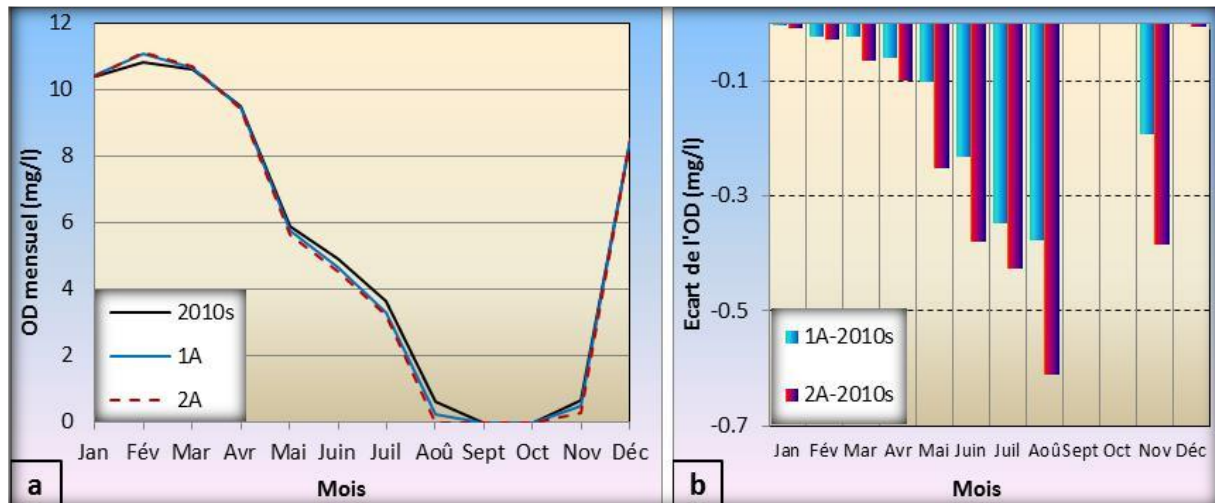
Comme pour le lac d'Ilay, le taux d'oxygène du lac de Bonlieu devrait diminuer fortement en été et au début de l'automne. La concentration en oxygène dissous durant les mois de juillet et août peut atteindre 0 mg/l avec le scénario 2A (figure 4.41). Sa diminution variera entre -0.27 et -0.003 mg/l pour le scénario 1A, et de -0.49 à 0.005 mg/l pour le scénario 2A (figure 41b).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 41 : Evolution du taux d'oxygène du lac de Bonlieu due au changement climatique

La tendance à la diminution des taux d'oxygène des lacs d'Ilay et de Bonlieu a été enregistrée également pour le lac de Narlay, mais de façon plus marquée (figure 4.42). La diminution maximale s'observe en août, et devrait atteindre 0.37 mg/l avec le scénario 1A, et 0.6 mg/l avec le scénario 2A (4.42b).



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 42 : Taux d'oxygène du lac de Narlay pour les scénarii climatiques

La baisse des taux d'oxygène au fond des lacs peut provoquer une augmentation importante de la durée de déplétion d'oxygène. Le tableau 4.17 résume l'évolution du nombre de jours de la déplétion pour les trois lacs. Il montre que la durée de déplétion d'oxygène des lacs aura tendance à s'accroître en raison du changement climatique. Pour les lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay, avec le scénario 1A, le nombre de jours de déplétion peut atteindre respectivement 54, 27 et 93 jours/année, en augmentation de 4.3, 2.5 et 4.5 jours. La tendance à l'allongement de la durée de déplétion devrait se confirmer avec le scénario 2A et augmenter de 7.6, 5.3 et 8.8 jours/année par rapport au cas de base, pour ces trois mêmes lacs respectivement.

Le principal constat que l'on tire est qu'une température plus élevée se traduit par l'apparition précoce et la prolongation de la stratification estivale. En conséquence, une évolution des processus de mélange se produit, et les lacs peuvent passer du type dimictique au type monomictique chaud [Whitehead et al. 2012].

Tableau 4. 17 : Evolution du nombre du jour de déplétion d'oxygène au fond des lacs due au changement climatique

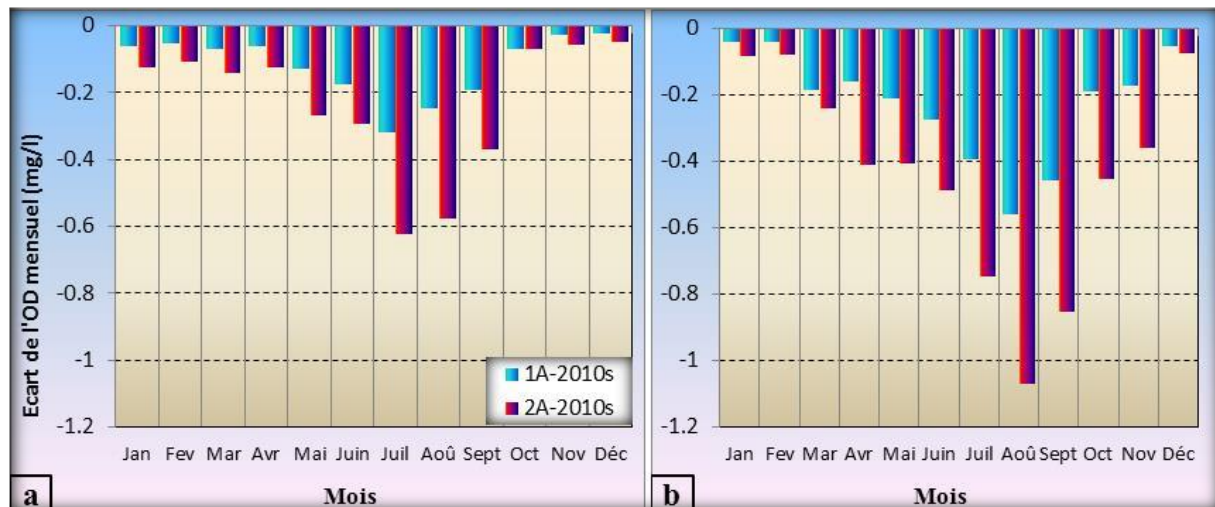
Nom de lac	Période de déplétion d'Oxygène	Nombre du jour de déplétion d'oxygène (jours/an)		
		2010s	1A	2A
Ilay	d'Août à Octobre	50	54.3	57.6
Bonlieu	Juillet et Août	25	27.5	30.3
Narlay	d'Août à Novembre	89	93.5	97.8

Source : V-T Nghiem, 2013

4.3.2. Cas des rivières : Confirmation du rôle important du phénomène de réchauffement sur la diminution des taux d'oxygène

Dans le cas de la rivière de l'Ain, la diminution maximale du taux d'oxygène devrait atteindre 0.3 mg/l pour le scénario 1A, et 0.6 mg/l avec le scénario 2A (figure 4.43a). Pour la rivière Hérisson, la figure 4.43b montre que le taux d'oxygène mensuel devrait diminuer de 0.05 à 0.58 mg/l avec le scénario 1A, et de 0.07 à 1.05 mg/l avec le scénario 2A.

Globalement, les taux d'oxygène mensuels des rivières peuvent baisser fortement en raison du changement climatique. Cette diminution des taux d'oxygène des rivières est en partie causée par l'augmentation de la température de l'eau. En effet, une température plus élevée provoque une moindre solubilité de l'oxygène dans l'eau [APHA, 1992]. Il est à remarquer que cette diminution des taux d'oxygène peut être liée aussi à une diminution des débits.



Source : V-T Nghiem, 2013

Figure 4. 43 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène de la rivière de l'Ain (a) et du Hérisson (b) due au changement climatique

4.4. Conclusions du Chapitre 4

Les résultats de modélisation des taux d'oxygène dans cette étude, ont montré que les lacs du Jura affichent une importante déplétion en oxygène durant la période de stratification. Pendant les mois d'août à octobre, les taux d'oxygène sont inférieurs à 4 mg/l dans l'hypolimnion et proches de 0 mg/l au fond des lacs. Le développement de la déplétion d'oxygène résulte de l'action combinée de processus physiques et chimiques. L'isolement de l'hypolimnion durant la période de stratification empêche le renouvellement des eaux et l'apport d'oxygène au fond du lac. La déplétion d'oxygène dans l'hypolimnion des lacs est, globalement, très fortement liée aux flux de matière organique et au réchauffement climatique.

Les zones boisées sont les principales sources de matières organiques d'origine externe, sources auxquelles s'ajoute une intense production interne. L'intégration des principaux résultats de l'occupation des sols a permis de confirmer que les matières organiques sont principalement impliquées dans cette déplétion.

L'utilisation du modèle WARMF (modèle hydrogéochimique) a confirmé l'impact du changement de l'occupation des sols sur la dynamique lacustre, et plus particulièrement sur l'oxygène, cette dynamique s'accroissant de façon aigüe en période estivale. Elle a confirmé la

poursuite du processus de déplétion de l'oxygène au fond des lacs étudiés à l'horizon 2030. Avec l'occupation du sol prévue en 2030, les résultats de modélisation ont montré que les diminutions des taux d'oxygène au fond des lacs sont importantes durant l'été. Les diminutions maximales devraient atteindre -1.2 mg/l (en juillet) pour le lac d'Ilay, -0.6 mg/l (en juin) pour Bonlieu, et -0.8 mg/l (en août) pour Narlay.

En raison de leur situation en zone de densité forestière importante, les lacs du Jura sont des plans d'eau sensibles au processus de déplétion de l'oxygène. Une éventuelle augmentation de la production des matières organiques provenant des forêts peut provoquer une extension des périodes d'anoxie. Dans cette étude, nous avons retrouvé une association négative entre les teneurs en carbone organique et les taux d'oxygène dans l'hypolimnion des lacs.

Contrairement aux lacs, les taux d'oxygène des rivières sont moins affectés. Les teneurs moyennes en oxygène sont d'environ 0.004 mg/l pour le bassin versant du Hérisson, et 0.008 mg/l pour le bassin versant de l'Ain. Les analyses montrent que l'impact du changement de l'occupation du sol sur l'évolution des taux d'oxygène est nettement plus marqué pour les lacs que pour les rivières.

Concernant le changement climatique, nous avons constaté des incidences importantes sur les taux d'oxygène des eaux pour les lacs du Jura ainsi que pour les rivières du bassin versant de l'Ain. Pour les lacs du Jura, ces incidences sont une intensification de la stratification et une diminution de l'oxygène hypolimnique. Dans le cas des lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay, nous avons trouvé que les taux d'oxygène au fond devraient diminuer fortement. En effet, les diminutions peuvent atteindre respectivement 0.4, 0.5 et 0.6 mg/l avec le scénario 2A. Parallèlement à la diminution des taux d'oxygène, nous avons également trouvé que la période de stratification avait été avancée et rallongée. Pour Ilay, Bonlieu et Narlay respectivement, le nombre de jours de déplétion peut atteindre 57, 30 et 97 jours/année, ce qui représente des augmentations de 7.6, 5.3 et 8.8 jours.

Comme pour les lacs, les effets du changement climatique sur les systèmes riverains peuvent être également importants. Ils devraient provoquer une augmentation des déficits en oxygène. A Doucier (sur le Hérisson), la diminution des taux d'oxygène pourrait atteindre -0.58 mg/l (scénario 1A) et -1.07 mg/l (scénario 2A). Une diminution des taux d'oxygène a également été rencontrée pour la rivière de l'Ain. Au site de Saint-Maurice de Gourdans, la diminution maximale devrait être de -0.32 mg/l et de -0.6 mg/l avec les scénarii 1A et 2A, respectivement.

Conclusion et Perspective

Conclusions générales

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer l'impact du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur l'évolution de la ressource en eau. Ce travail consiste à exploiter les données issues de l'étude du fonctionnement de quelques entités qualifiées de représentatives du bassin de l'Ain. Il s'est appuyé sur le système d'information géographique (SIG) et la télédétection dont les résultats ont servi à l'alimentation du modèle hydrogéochimique WARMF (Watershed Analysis Risk Management Framework). Le modèle WARMF a été utilisé pour simuler l'hydrologie et la qualité des eaux avec différents scénarii déterminés selon les conditions du bassin versant de l'Ain. Les scénarii reflètent les différentes occupations des sols et les changements climatiques possibles issus des résultats des travaux du GIEC.

En fonction de ce double objectif, une recherche bibliographique a été entreprise pour faire une synthèse de l'état actuel des connaissances concernant les différents problèmes de la ressource en eau qu'on peut rencontrer dans un bassin versant à différentes échelles. Cette recherche nous permet de mieux cerner les processus hydrologiques d'un bassin versant, les différents facteurs pouvant intervenir dans ces processus et les outils d'investigation mis à la disposition des hydrologues pour analyser et proposer des solutions susceptibles d'améliorer la gestion.

La zone d'étude est le bassin de l'Ain, situé de part et d'autre de la limite entre les régions de Rhône-Alpes et de Franche-Comté. Ce bassin versant a été choisi, en raison de sa situation qui le place dans la catégorie des entités orphelines et des récents symptômes de dérive de la qualité des eaux enregistrées ces derniers temps. Il s'agit d'un grand bassin versant (3780km²), drainé par la rivière d'Ain d'une longueur de 638 km et où l'évolution des pratiques et de l'occupation des sols est très nette sur les trente dernières années. Nous disposons sur ce bassin de plusieurs données de l'hydrologie (pluie, débit), de la qualité de l'eau, issues des phases de monitoring pratiquées par l'Agence de l'eau dans le cadre de ses différentes missions de diagnose.

Sur la base des résultats obtenus, les conclusions suivantes ont été tirées :

- (1) A travers l'utilisation des images satellites Landsat de 1975, 1992, 2000 et 2010, quatre cartes de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain ont été générées en utilisant la méthode de classification supervisée. L'utilisation de l'algorithme du maximum de vraisemblance a permis de créer quatre cartes de l'occupation des sols avec une précision supérieure à 86%. Sur la base de ces cartes, l'analyse des changements temporels et spatiaux de l'occupation des sols sur la période 1975-2010 a été effectuée. Cette analyse a montré que l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain a connu des évolutions importantes pendant les 35 dernières années. Elle affiche une augmentation de la surface des forêts et des zones urbanisées, au détriment des terres agricoles.
- (2) En utilisant les données historiques de l'occupation des sols (1975, 1992, 2000 et 2010), les scénarii futurs de l'occupation des sols ont été créés à l'aide du modèle LCM en utilisant la méthode PMC (Perceptron Multi-Couche) et le formalisme Markovien. Dans ce cas, le SIG a eu un rôle important dans les processus d'établissement des variables explicatives pour améliorer les cartes prédictives de

l'occupation des sols. Pour assurer de bonnes cartes prédictives, le modèle LCM a été calibré et la précision des résultats a été évaluée. Ces résultats ont montré que le modèle LCM peut prédire de bonnes cartes de l'occupation des sols avec une précision supérieure à 89%. Sur la base de ces résultats, les scénarii de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain ont été générés à l'horizon 2020 et 2030. L'analyse du changement entre les cartes prédictives de 2010, 2020 et 2030 a montré que l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain continuera à évoluer pour les 20 prochaines années. Les zones forestières et urbanisées augmenteront respectivement d'environ 168 et 52 km² à l'horizon 2030 (soit une moyenne de 8.4 et 2.6 km² par an). A l'inverse, les terres agricoles et les surfaces d'arbustes pourront diminuer d'environ 171 et 46 km², respectivement (soit à un rythme de 8.6 et 2.3 km² par an).

- (3) La synthèse des résultats de certaines études concernant le changement climatique pour les régions de Rhône-Alpes et de Franche-Comté a montré que les températures annuelles pourraient augmenter de 1 à 2 °C à l'horizon 2030 et de 1,5 à 3,5 °C à l'horizon 2050 tandis que les précipitations moyennes annuelles pourraient diminuer de - 2 à - 25 %. Cette synthèse nous a permis de choisir deux scénarii du changement climatique pour le bassin versant de l'Ain à l'horizon 2030 : le scénario 1A (la température augmente de 1.0°C et les précipitations diminuent de 10%) et le scénario 2A (la température augmente de 2.0°C et les précipitations diminuent de 10%).
- (4) Le modèle utilisé est le modèle hydrogéochimique WARMF. Comme tous les modèles spatialisés, il nécessite un grand nombre de paramètres pour décrire les processus hydrologiques, les processus d'échange physico-chimique de la qualité de l'eau ainsi que les caractéristiques physiques du bassin versant. L'application de ce modèle aux bassins versants du Hérisson (53km²) et de l'Ain (3780 km²) nous a confronté aux problèmes « classiques » de la modélisation hydrologique tels que la variabilité des caractéristiques physiques du bassin, l'effet d'échelle du bassin versant sur les processus hydrologiques.

La calibration du modèle WARMF pour l'hydrologie a été effectuée sur la période de 1999 à 2007. Les débits simulés ont été comparés avec ceux observés dans 15 stations de mesure réparties sur l'ensemble du bassin versant de l'Ain. Les comparaisons ont montré que les débits simulés ont des corrélations élevées avec ceux observés. Les coefficients de Nash varient entre 0.61 à 0.82.

La phase de calibration du modèle pour la partie réservée à la qualité des eaux, a été effectuée sur la période de 2004 à 2013. Une analyse comparée des résultats simulés aux données observées ont permis de valider la calibration du modèle. Dans le cas des rivières, quatre paramètres de la qualité des eaux ont été considérés. Ils comprennent la température, le pH, le carbone organique et le taux d'oxygène. Les comparaisons entre les données simulées et celles mesurées ont montré une bonne calibration du modèle donnant respectivement des coefficients de Nash de 0.94, 0.64, 0.54 et 0.74. Pour les lacs, trois paramètres ont été retenus : la température, le pH et le taux d'oxygène. La fiabilité du modèle a été évaluée sur la base des valeurs journalières de ces paramètres à la fois en surface et en fonction de leur évolution avec la profondeur. Les coefficients de Nash pour ces trois paramètres ont donné des valeurs supérieures à 0.82, 0.61 et 0.64, respectivement confirmant ainsi la validité du modèle.

- (5) Concernant l'évolution de l'hydrologie, à l'échelle mensuelle, l'exploitation des chroniques de pluies-débits a montré que le bassin de l'Ain présente un fonctionnement saisonnier composé principalement de deux périodes. Une première période d'étiage couvre les mois d'été et d'automne, pendant lesquels les précipitations interceptées par les forêts sont importantes se traduisant par des débits faibles. Une deuxième période couvre les mois d'hiver et de printemps marquée par des précipitations plus élevés, se traduisant par des débits plus importants.

L'analyse comparative des débits de plusieurs stations hydrologiques du bassin versant de l'Ain montre une nette diminution entre 2020 et 2030 qui évolue dans le même sens que le couvert forestier marqué par la prépondérance des feuillus. Elle montre cependant une forte similitude en termes de réponse hydrologique pour les mois de janvier à avril, malgré une occupation du sol sensiblement différente. Néanmoins, une grande différence a été constatée pour la période de juin à septembre, où les forêts sont en pleine phase de développement des feuilles et ont une forte interception des précipitations. A cette période, les débits devraient diminuer nettement, de 6 à 10% pour les neuf sous-bassins versants du bassin versant de l'Ain à l'horizon 2030. Par ailleurs, les analyses de l'évolution des écoulements montrent que pour les sous-bassins qui enregistrent une hausse de surfaces boisées (forêts), les taux de diminution des débits et des volumes d'eau sont plus importants.

L'impact du changement climatique sur l'hydrologie du bassin versant de l'Ain a été analysé sur la base des données simulées correspondant aux scénarii climatiques 1A et 2A. Des réductions significatives des débits d'ici à l'horizon 2030 sont enregistrées pour les deux scénarii et pour tous les points de mesure ainsi que pour les lacs considérés du bassin versant de l'Ain. Le scénario 2A se distingue par la plus forte baisse des débits à l'horizon 2030. La diminution relative des débits devrait atteindre 12.51% pour le bassin versant du Hérisson et 10.15 % pour le bassin versant de l'Ain. Cette diminution est une conséquence combinée de l'augmentation de l'évaporation et de la baisse des précipitations.

- (6) La dernière partie de cette étude a consisté à évaluer les impacts issus de la combinaison du changement de l'occupation des sols et du changement climatique sur l'évolution de la qualité de l'eau, en particulier sur l'évolution des taux d'oxygène des horizons profonds des plans d'eau et des rivières. Les résultats ont montré que ces changements ont affecté significativement les taux d'oxygène des eaux, en particulier la déplétion forte d'oxygène dans l'hypolimnion des lacs. Cette déplétion est liée aux flux de carbone organique d'origine exogène issus de la décomposition des feuilles et de matière organique des litières et au réchauffement climatique.

La comparaison effectuée entre l'occupation des sols de 2010s, 2020s et 2030s a montré une baisse sensible des taux d'oxygène au fond des lacs sous l'effet direct de l'apport du carbone organique. En effet, l'analyse comparée des teneurs en carbone organique et des taux d'oxygène affiche une parfaite corrélation entre les deux éléments, marquant ainsi la contribution directe des apports organiques dans la consommation d'oxygène dissous. Elle a montré également une hausse des apports organiques accompagnée par la forte baisse des taux d'oxygène au fond du lac. Cette comparaison a montré que la réduction du taux d'oxygène des lacs correspondant à l'occupation du sol de 2030 devrait être autour de 1mg/l ; elle allongera la durée de déplétion de 6 à 8 jours.

Concernant l'impact du changement climatique, une diminution importante du taux d'oxygène des eaux tant au niveau des lacs que des rivières a été enregistrée. Cette diminution est principalement due au réchauffement climatique, mais en liaison avec la baisse de débit accompagnée par la baisse des apports de précipitations et donc une diminution des volumes d'eau des lacs qui réduisent par conséquent les temps de renouvellement. La diminution maximale du taux d'oxygène des rivières devrait atteindre 0.6 et 1.1 mg/l tandis que cette diminution au fond des lacs pourrait atteindre 0.3 et 0.6 mg/l correspondant aux deux scénarios climatiques 1A et 2A. Parallèlement à la diminution des taux d'oxygène au fond des lacs, nous avons également trouvé que la période de stratification s'allongera d'environ 7 jours. A titre d'exemple, le nombre de jours de déplétion correspondant au scénario 2A donne un allongement pouvant atteindre 57, 30 et 97 jours/année, soit une augmentation de 7.6, 5.3 et 8.8 jours pour les lacs d'Ilay, de Bonlieu et de Narlay.

Généralement, les analyses des résultats du modèle WARMF couplé avec les scénarii de changement de l'occupation des sols et de changement climatique aboutissent à des augmentations des surfaces forestières ainsi que de la température ; ils entraînent d'importants changements de la qualité des eaux, surtout des milieux lacustres. Une des conséquences du changement de l'occupation des sols est l'augmentation des apports de carbone organique qui se traduit directement par la baisse du taux d'oxygène et par l'acidification des lacs.

Face aux changements de l'occupation des sols et du climat, les baisses prévues de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion des lacs pourraient conduire à des concentrations de 0 à 2 mg /l pour la période de stratification, ce qui représenterait certainement une menace pour la vie en profondeur.

Les résultats présentés dans cette étude ont démontré qu'il est possible de créer un système d'aide à la décision fiable pour la gestion intégrée des bassins versants. Ce système est le résultat d'une approche hybride de l'analyse des données réelles, des données prédites et des modèles hydrogéochimiques. Dans cette approche, la télédétection, les systèmes d'information géographiques (SIG) et le modèle hydrogéochimique (WARMF) constituent la base de ce système d'aide à la décision et donc à la gestion. Le modèle proposé permet d'estimer la variabilité du taux d'oxygène en milieu lacustre, fluviale et plus largement la dynamique hydrologique et physico-chimique des grands bassins versants. Grâce à ce système, les études qui ont trait à l'évaluation de la qualité de l'eau peuvent estimer les fluctuations de l'oxygène dans les rivières et ainsi obtenir une meilleure évaluation du niveau d'oxygénation des lacs. L'oxygène étant une variable clé pour le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, ceci peut avoir des implications majeures dans un cadre décisionnel.

Les résultats de cette étude permettent d'améliorer notre compréhension de la sensibilité des objectifs clés de gestion selon le changement du climat et de l'occupation des sols, et de présenter une gamme plausible des changements potentiels de ressource en eau dans le bassin versant de l'Ain. Ces conclusions peuvent être utilisées dans un contexte de gestion des risques pour aider à guider le développement des stratégies afin de répondre au changement climatique. Ce travail permettra également d'identifier les besoins de recherche pour l'amélioration de la science et de la pratique de l'évaluation des impacts du changement climatique et de l'occupation des sols.

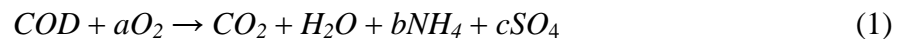
La généralisation de l'approche utilisée dans la présente étude implique son application éventuelle à d'autres bassins versants, notamment ceux soumis à de fortes influences anthropiques et naturelles et présentant de grandes variations de teneurs en oxygène. L'application de cette approche pourra également être étendue à d'autres paramètres physico-

chimiques des eaux. Elle pourra ainsi devenir un outil important pour le diagnostic et la gestion de la qualité de l'eau des rivières et des lacs.

Perspectives

Dans cette étude, la combinaison des techniques nouvelles (télédétection), des systèmes d'Information Géographique (SIG) et du modèle hydrogéochimique (WARMF) apporte certainement une nouvelle dimension pour une approche intégrée de la ressource en eau et faire face aux problèmes des changements environnementaux. Même si ses avantages ont été démontrés à travers cette étude de cas réel, de nombreux créneaux de recherche existent pour étendre davantage la méthodologie. A titre d'exemple, cette approche peut être étendue pour étudier la production des gaz à effet de serre (CH_4 , CO_2 , H_2S).

Dans la modélisation de l'évolution du taux d'oxygène des lacs du chapitre 4, nous avons trouvé que parallèlement à la consommation d'oxygène, le processus de décomposition de carbone organique produit des gaz comme le CO_2 , le SO_4 . En effet, le processus de décomposition du carbone organique dans l'eau peut être représentée par l'équation suivante [Chen et al., 2001b] :



Où : $COD =$ carbone organique dissous ; a , b et $c =$ constantes.

De plus, la quantité du gaz de CO_2 peut être ajustée par le processus de décomposition des matières organiques des sédiments. Ce processus est représenté par la relation suivante [Chen et al., 2001b] :



Dans l'équation (2), la DOS est considérée comme la demande en oxygène des sédiments de lac ($g/m^2/j$). Elle représente exclusivement la demande carbonatée en oxygène et ne produit que du CO_2 .

Les relations (1) et (2) montrent que les lacs peuvent être une source ou un puits important de gaz.

Deux éléments se retrouvent au centre du débat scientifique quant au devenir de ces entités environnementales fragiles ; il s'agit de la baisse du pH et de la hausse de matière organique. Les investigations géophysiques effectuées sur les lacs de Narlay et d'Ilay, pris comme lacs témoins, révèlent une charge gazeuse non négligeable entravant considérablement la circulation du signal. Cette présence laisse penser à un stock de CO_2 ou de CH_4 dans les sédiments. La question que nous nous sommes posée est : Quel rôle jouent les lacs dans la séquestration du CO_2 ?.

Bibliographie

Abrassart, J. (1995). Analyse de la sensibilité des bassins versants à la pollution nitratée des eaux. Mémoire de DEA de géographie. Université de Rennes, 72 pages.

AE Rhône - Méditerranée & Corse, (2010) : Etude des plans d'eau du programme de surveillance des bassins Rhône- Méditerranée et Corse –Lac d'Ilay (39). Rapport de données brutes –Suivi annuel 2009. Sciences et Techniques de l'Environnement, No. 08-283/ 2010-PE2009, pp.65.

Agarwal C. G., Green M., Grove J. M., Evans T., Schweik C., 2000. A review and assessment of land-use change models : Dynamics of space, time, and human choice. Fourth International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4), September 2–8, Banff, Canada.

Agence de l'eau, (2010). L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse : Situation 2010. Rapport de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, pp 27.

Akgün A et al, (2004). Comparing Different Satellite Image Classification Methods: An Application in Ayvalik District, Western Turkey. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol XXXV, Part B4, pp 1091-1097. ISPRS XXth Congress, İstanbul.

Al-Ahmadi and Hames, (2009). Comparison of Four Classification Methods to Extract Land Use and Land Cover from Raw Satellite Images for Some Remote Arid Areas, Kingdom of Saudi Arabia. Journal of Earth Sci JKAU., Vol. 20 No.1, pp: 167-191.

Alavez A.C, Santillán D.Y et al, (2009). Relation of permeabilities between materials 2 and 3A of the « El Cajon » Dam. The 1st International Symposium on Rockfill Dams (18-21 Octobre 2009, Chendu, China). Topic2: Design and analysis. 9p

Alcamo J. (ed.), 1994. IMAGE 2.0: Integrated Modeling of Global Climate Change. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Germany.

Algsten G, (2005). Regulation of carbon dioxide emission from Swedish boreal lakes and the Gulf of Bothnia. Doctoral Dissertation of Umeå University, 24p. ISBN: 91-7305-818-1. Printed by: Print & Media.

Ali M, Cattlin T, Coles N et Sharafi S, (2001). Potential runoff accumulation in Wheatbelt Towns of western Australia. Department of Agriculture Western Australia. Resource management technical report, No. 226, pp. 1-15.

Allain C., 2000. Echelles et télédétection; Application aux paysages et à l'occupation du sol en Bretagne orientale. Thèse de doctorat, Université de Rennes 2, 283 p.

Allen R, (2005). Penman-Monteith Equation. Elsevier, pp. 180-188.

Ambroise B, (1998). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : Processus et facteurs. Revue des Sciences de l'Eau, Vol.11, No.4, pp.471-495.

Ambroise B, (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : Processus, Facteurs, Modèles. HGA, Bucarest, 200p.

American Society of Civil Engineers (1992) Design and construction of urban stormwater management systems. ASCE Manuals and Reports of Engineering Practice no. 77, American Society of Civil Engineers, New York, USA.

Amigues J.P., P. Debaeke, B. Itier, G. Lemaire, B. Seguin, F. Tardieu, A. Thomas (éditeurs), 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 72 p.

Anderson J R et al., (1976). A Land Use And Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. Geological Survey Professional Paper 964, pp41.

Anderson, JR et al., 1971, Land use classification schemes used in selected recent geographic applications of remote sensing: Photogramm.Eng., v. 37, no. 4, p. 379-387.

Andréassian V., 2004. Waters and forests: from hystorical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology (291), 1-27.

Antoine P et Fabre D, (1980). Géologie appliquée au Génie civil. Masson éditeurs 1980.

Antoni V, Arrouays D et al, (2011). L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188p.

Arabi M, Govindaraju R.S, Hantush M.M et Engel B.A, (2006). Role of watershed subdivision on modelling the effectiveness of best management practices with SWAT. Journal of American Water Resources Association, No. 1 Paper No. 04223, pp. 513-528.

Arnold JG et Fohrer N. 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunités in applied watershed modelling. Hydrological Processes 19(3), 563-572.

Arnold, J.G., R. Srinivasan, R.S. Muttiah, and J.R. Williams, 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment. Part I: Model Development. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 34(1):73-89.

Arrouays D, Balesdent J et al, (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France?. Expertise Scientifique Collective. Synthèse du rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, pp. 36.

Atkinson, P.M. and Tatanall, A.R.L, (1997). Neural networks in remote sensing, International Journal of Remote Sensing, Vol.18, No. 4, pp. 699-709.

Auffray A, Brisson A, Tamburini A et al, 2011. Climat de la région Rhône-Alpes. Dans l'Etude du changement climatique pour le SRCAE Rhône-Alpes. Météo-France Centre-Est. 46 p

Aulong S, Rinaudo J-D et al, (2008). Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin Meuse. Rapport BRGM-RP-56098-FR, Orléans : BRGM, Vol IV, pp 133.

Aussenac G, 1975. Couverts forestiers et facteurs du climat : leurs interactions, conséquences écophysiologicals chez quelques résineux. – Univ. Nancy, 1975. – 234 p. (Thèse Doct. Sci. Nat.).

Aussenac G, 1981. L'interception des précipitations par les peuplements forestiers. - *La Houille Blanche*, 7/8, 1981, pp. 531-536.

Aussenac G, 1979. Production de litière dans quatre jeunes peuplements de douglas dans l'Est de la France. *Revue Forêts de France*, No. XXXI, pp. 15-19.

Babykalpana Y et ThanushKodi K, (2010). Supervised/ Unsupervised Classification of LULC using remotely Sensed Data for Coimbatore city, India. International Journal of Computer Applications (0975 – 8887), Vol 2, No.7, pp26-30.

Baker J.P and Schofield C.L, (1986). Acidification Impacts on Fish Populations: A Review. In the book “ Acid Deposition: Environmental, Economic, and Policy Issues”, p. 183-221. Print ISBN : 978-1-4615-8352-3, Springer-Verlag US.

Balling R. J., Taber J. T., Brown M., Day K., 1999. Multiobjective urban planning using a genetic algorithm. *ASCE Journal of Urban Planning and Development*, Vol. 125, n°2, pp 86-99.

Barbre J, (1981). Développement du phytoplancton dans la rivière Doubs, ses causes et ses relations avec la qualité physicochimique de l'eau. Cité par BENNACER I. Thèse d'Etat Es- Science. Univ. Ibn Tofail ; Kenitra, Maroc ; 178 pp.

Barr D.W, (2000). Coefficient of Permeability Determined By Measurable Parameters. *Journal of Ground water*, Vol.39, No.3, p.356-361.

Bartels, M. and Wei, H.,2006. Maximum likelihood classification of LIDAR data incorporating multiple co-registered bands, 4th International Workshop on Pattern Recognition in Remote Sensing in conjunction with the 18th International Conference on Pattern Recognition, Hong Kong, pp. 17-20.

Bartolucci. L A, (1979). Digital Processing of Remotely Sensed Multispectral Data. LARS Technical Report 040479, Purdue University. P20.

Bektas F et Goksen C, (2004). Remote sensing and GIS integration for land cover analysis, a case study: Gokceada Island. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, VolXXXV, Part B4, pp 711-714. ISPRS XXth Congress, İstanbul.

Beniston M, (2010). Impacts of climatic change on water and associated economic activities in the Swiss Alps. *Journal of Hydrologic*. (2010). 6 p, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.06.046. Article in Presse. Elsevier.

Benz. UC, (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, No 58, pp. 239– 258

Beven KJ. 2001. *Rainfall-Runoff Modelling : The Primer*. Book of John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex, England, pp 365.

Biesbrouck B, Wyseure G, Van Orschoven J et Feyen J. 2002. AVSWAT 2000. Tutorial. Katholieke Universiteit Leuven (K.U.Leuven), Laboratory for Soil and Water Management (LSWM), Belgium.

Billen G., Garnier J., Némery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit P., Benoit M., 2007. A long-term view of nutrients transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*. Elsevier, Vol.375, pp. 80-97.

Blöschl G. & Sivapalan M. (1995). *Scales issues in hydrological modelling : a review.*, Wiley, Chichester.

Blöschl G. 2001. Scaling in hydrology. *Hydrological Processes*, Vol. 15, p.709–711.

Boe J, (2007). *Changement global et cycle hydrologique : Une étude de régionalisation sur la France*. Thèse de l'université de Toulouse, pp 278.

Boissonneault Y et al, (2012). Evaluation des symptômes d'eutrophisation du lac Lambert-2011 (Phase 2) : Secteur rivière aux Écorces Municipalité de Saint-Alexis-des-Monts. Organisme de bassins versants des rivières du Loup et des Yamachiche (OBVRLY).

Bommelaer O et al, (2010). Études & documents : Le financement de la gestion des ressources en eau en France. Etude de cas pour un rapport de l'OCDE, No 33, pp 76.

Bommelaer O et Devaux J, (2011). Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. Études & documents du Commissariat Général au Développement Durable, n° 52 Septembre 2011, pp 32.

Bonneau M, Dambrine E, Aschan C, (1992). Apport de pollution et de nutriments aux peuplements forestiers par l'atmosphère : intensité et variations dans le Massif vosgien. Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA, n°16, pp. 27-34.

Booij M.J. (2002). Appropriatemodelling of climate change impacts on river flooding. Twente.

Boonstral J, (1994). Estimating Peak Runoff Rates: The Curve Number method (4.4). Book for Drainage Principles and Applications. International Institute for Land Reclamation and Improvement, pp. 121-144.

Borah.D.K, (2011). **Watershed Modeling** For Water Resource Management. Journal of Systeme analysis and modelling in flood and agriculture. Encyclopedia of Life support systems (EOLSS), pp.1-9.

Borowiak, D., Nowinski, K., Baranczuk J., Skowron, R., Solarczyk, A. & Marszelewski, W. 2010. Interactions between Areal Hypolimnetic Oxygen Depletion rate and trophic state of lakes in northern Poland. *BALWOIS*. Ohrid, Macedonia.

Boulahouat. N et Naert. B, (1996). Télédétection des ressources en sols des zones arides. *Revue étude et Gestion des sols*, pp. 7-26.

Boulanger P, (2007). Subventions directes agricoles et gestion quantitative des ressources en eau. Policy Brief, GEMPB-2007-4, pp 10.

Bouleau G, (2007). La gestion française des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre. Thèse de doctorat, AgroParisTech, pp 449.

Bouleau G, (2008). L'épreuve de la directive-cadre européenne sur l'eau. Responsabilité et Environnement, No 49, pp 84-92.

Boussema M. R. (1994) : Base de données et cartographie numérique. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences géologiques, Sujet complémentaire. Faculté des Sciences de Tunis, 64 p.

Brahy V et al, (2007a). L'acidification des eaux. Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Publication de la Région Wallon, pp 396-403.

Brahy V et al, (2007b). L'eutrophisation et l'enrichissement en nutriments. Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Publication de la Région Wallon, pp 379-395.

Bravard J-P et Clémens A, (2008). Le Rhône en 100 questions. Chapitre 6 : La qualité de l'eau du Rhône. Rapport du programme : ZABR (Zone Atelier Bassin du Rhône), pp. 151-188. Imprimeur : Delta Imprimerie Lyon-Chassieu, N° ISBN : 978-2-917199-00-8.

Breitburgl D.L, Steinberg N et al, (1994). Effects of low dissolved oxygen on predation on estuarine fish larvae. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES* (Mar. Ecol. Prog. Ser), Vol. **104**, p. **235-246**.

BREMOND R. & C. PERRODON, 1979. – Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2ème ed : 259 p. University Press, Ames, Iowa, 200-249.

Briassoulis, H. 1999. Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches. The Web Book of Regional Science, Regional Research Institute, West Virg. Univ. [http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/Chapter2\(Histoverview\).htm](http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/Chapter2(Histoverview).htm)

Bruzzone L et al, (1995). An Extension of the Jeffreys-Matusita Distance to Multiclass Cases of Feature Selection. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, vol. 33, No 6, pp 1318-1321.

Bultot (F.), Dupriez (G.), Bodeux (A.). – Interception de la pluie par la végétation forestière ; estimation de l'interception journalière à l'aide d'un modèle mathématique. - *J. of Hydrol.*, XVII, 3, 1972, pp. 193-223.

Cabral P et Zamyatin A, (2008). MARKOV PROCESSES IN MODELING LAND USE AND LAND COVER CHANGES IN SINTRA-CASCAIS, PORTUGAL. *Dyna*, Año, Vol 76, No. 158, pp. 191-198.

Campbell J, (2001). Digital Image Classification. *Geography 4354 – Remote Sensing*, pp13. www.eng.auburn.edu.

Cassin R, (2010). Études et documents du Conseil d'État : L'eau et son droit. Rapport annuel 2010 du Conseil d'Etat sur l'eau, pp 580.

Cecchini S, (2000a). La placette d'observation RENECOFOR en forêt de Fontainebleau (CPS 77), pp. 6.

Cecchini S, (2000b). La placette d'observation RENECOFOR en forêt de Ban (SP 25), pp. 6.

Cecchini S, (2001a). La placette d'observation RENECOFOR en forêt de Haudronville (CHP 55), pp. 4.

Cecchini S, (2001b). La placette d'observation RENECOFOR en forêt des Voirons (EPC 74), pp. 5.

Cecchini S, (2002). La placette d'observation RENECOFOR en forêt d'Azereix (CHP 65), pp. 6.

Cecchini S, (2003a). La placette d'observation RENECOFOR en forêt de Larivour (CHP 10), pp. 4.

Cecchini S, (2003b). La placette d'observation RENECOFOR en forêt du Temple (CHS 10), pp. 4.

Cetin M et al, (2004). Classification of multispectral, multi-temporal and multi-sensor images using principal components analysis and artificial neural networks: Beykoz case. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Vol XXXV, Part B4, pp 951-956. ISPRS XXth Congress, Istanbul.

Chalon C, Leroy D et al, (2007). Les micropolluants dans l'eau. Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Publication de la Région Wallon, pp 404-419.

Chander G, Markham B.L, and Barsi J.A, (2007). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration. *IEEE GeoScience and Remote Sensing Letters*, Vol. 4, No. 3, p. 490-494.

Chander, G. and Markham, B.L, (2003). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. IEEE Transactions On GeoScience and Remote Sensing, 41, pp. 2674–2677.

Chapman D, (1996). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, pp 609.

Chauve et al, 1987. Géologie du Jura du Nord. Structure, Stratigraphie, Morphologie, Hydrogéologie et Pédologie. Thèse

Chauve, (1987). L'hydrogéologie franc-comtoise et son contexte *géologique* jurassien. Acad. Besançon : P.V. et M. (1986-1987), 1988, vol. 187, p. 75-87 24.

Chen C.W, Herr. J et Weintraub. L, (2001). Watershed Analysis Risk Management Framework (WARMF): Update One. A Decision Support System for Watershed Analysis and Total Maximum Daily Load Calculation, Allocation and Implementation. Topical Report. Systech Engineering, pp 163.

Chen C.W, Loeb. C et Herr. J, (2001). Adaptation of WARMF to Calculate TMDL for Chartiers Creek Watershed in Pennsylvania. Final Report. Systech Engineering, Inc, pp 210.

Chen Carl W. and Herr J., 2010. – « Simulating the Effect of Sulfate Addition on Methylmercury Output from a Wetland », *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 136, n°4, pp 354-362.

Chen, C.W., S.A. Gherini, R.J.M. Judson, and J. D. Dean, 1983 “Integrated Lake-Watershed Acidification Study, Volume 1: Model Principles and Application Procedures”, Final Report, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California, EA-3221, Volume 1.

Chen L et Young M.H, (2006). Green-Ampt infiltration model for sloping surfaces. Journal of Water resource research. Division of Hydrologic Sciences, Desert Research Institute, Las Vegas, Vol. 42, pp. 1-9.

Chery L et Fournier I, (2010). Un accès facilité à la donnée et un effort partagé de la surveillance du niveau national au niveau local. Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, Toulouse, pp 113-126

Chitroub. S, (2004). Combinaison de classifieurs : une approche pour l'amélioration de la classification d'images multisources/ multitudes de télédétection . Journées Scientifiques du Réseau Télédétection de l'AUF, pp 219-222.

Christophersen N and al, (1990). Hydrogeochemical process in the Birkenes catchment. Book of The surface waters acidification programme. ISBN. 0-521-39533-X, pp. 97-106.

Chuvieco E., 1993. Integration of linear programming and GIS for land-use modeling. International Journal of Geographical Information Systems, Vol. 7, n°1, pp 71-83. Civil Engineering, pp. 44-46, June 1993.

Claveri B, Guérold F et al, (1993). Acidification des ruisseaux du massif vosgien et contamination métallique (Al, Mn, Pb, Cd): mise en évidence dans l'eau et dans des bryophytes transplantées. Revue de l'Hydroécol et Appl, Vol5, pp 111-125.

Clesniak et Dassonville, (2010). Annuaire de la qualité des eaux superficielles du bassin Artois-Picardie. 3ème Partie : Synthèse sur la qualité des cours d'eau et sur l'état écologique des masses d'eau. Rapport de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie - Direction Ressources et Milieux - Service Ecologie du Milieu, pp. 62-114.

CNR, (2012). Separability Tests and Vegetation Indices. A partir de <http://www.cnr.uidaho.edu>. Trouvé à mars 2012.

Commission de Pédologie et de Cartographie des sols (CPCS), 1967. Classification des sols. Publié par La Commission de Pédologie et de Cartographie des sols, Numérisé par l'Association Française pour l'Etude du Sol (www.afes.fr - 2011) pour mise à disposition de la communauté (avec corrections de Denis Baize).

Comité de l'Europe, (2005). Modélisation des effets des changements climatiques sur la régénération des eaux douces acidifiées. Rapport de Commission Economique pour l'Europe. No EB.AIR/WG.1/2005/9. p9.

Congalton. R.G,(1991). A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. *Journal of Remote sensing of Environment*, 37: 35-46.

Conseil économique et social de Franche-Comté (CESE), 2010. Le climat change, la Franche-Comté s'adapte. 36p.

Conseil général du Jura, (2008). Bassins versants de la Haute vallée de l'Ain, de la Bienne et de la Valouse-Etude de faisabilité d'une ou plusieurs procédure(s), contractuelle(s) de gestion globale de l'eau et des milieux aquatiques. Rapport final, pp. 41.

Conseil Générale du Gard, (2010). Les enjeux d'une gestion quantitative de l'eau.

Conseil régional de Franche-Comté, (2008). Plan Régional de la Qualité de l'Air (PRQA). Rapport du projet PRQA, pp. 99.

Copin (1996). « Oxygène Dissous » Livre de Physique et Chimie Marines. PP 6

Coq C, (2007). Cartographie détaillée de l'occupation et de l'utilisation du sol à partir de données satellitaires à très haute résolution en région Sahélienne. Mémoire du Master au JIRCAS (Japan International Research Center for Agricultural Sciences) in the Final report submitted by ICRISAT. 99p

Corgne S, (2004). Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne. Thèse de doctorat se l'Université de Rennes 2-Haute-Bretagne, 230p.

Correia C.M et al (2003). Atmospheric Nitrogen and Sulphur dry deposition into forest stands. Proceedings of an international workshop organized by the International Atomic Energy Agency (IAEA) in co-operation with the Instituto Tecnológico e Nuclear and the Universidade dos Açores and held in Praia da Vitória, Azores Islands, Portugal, pp. 169-176.

Courage, K., Masamu, A., Bongo, A., Munyaradzi, M., 2009. Rural sustainability under threat in Zimbabwe—simulation of future land use/cover changes in the Bindura district based on the Markov–cellular automata model. *Applied Geography*, Vol. 29, Issue 3, p. 435–447. Elsevier/ScienceDirect.

Crawford , N.H., and Linsley, R.K. (1966), 'Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV,' Technical Report 39, Dept. of Civil Engineering, Stanford University, California.

Croisé L et al, (2000). Bilan de cinq années d'analyses foliaires sur les placettes RENECOFOR, et premières analyses croisées avec la chimie des sols, la croissance et la défoliation. Les cahiers du DSF : La santé des forêts, pp 61-64.

Croise L, Cluzeau C et al, (1999). Interprétation des analyses foliaires réalisées dans les 102 peuplements du réseau de 1993 à 1997 et premières évaluations interdisciplinaires. Office National des Forêts, pp 429.

Cuaz J et Bonnetant p, (2010). Evolution historique de l'hiver Jurassien : Petit raccourci géologique et historique. Publié en direct sur le site du Conseil Générale du Jura. www.cg39.fr .

Dadhich P.N et Hanaoka S, (2010). Markov Method Integration with Multi-layer Perceptron Classifier for Simulation of Urban Growth of Jaipur City. Selected topics in Power systems and Remote sensing, ISSN: 1792-5088. ISBN: 978-960-474-233-2, p. 118-123.

Dambrine E, JP Party et al, (1999). Acidification des eaux de source et saturnisme dans le massif Vosgien. Revue Forestière Française (n° 2). pp. 173-183.

Dangles, O.& F. Guérol (1998). "A comparative study of beech leaf breakdown, energetic content, and associated fauna in acidic and non-acidic streams." *Archiv Fur Hydrobiologie* **144**: 25-39.

Dangles, O., M. O. Gessner, et al. (2004). "Impact of stream acidification on litter breakdown: implication for assessing ecosystem functioning." *Journal of Applied Ecology* **41**: 365-378.

De Grandi G, Spirolazzi, V. ; Rauste, Y.A. ; Curto, L. ; Rosenqvist, A. and Shimada, M. (2004). The GBFM radar mosaic of the Eurasian Taiga: selected topics on geo-location and preliminary thematic products. Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS '04. Proceedings. 2004 IEEE International, Vol.1, p.507-510.

De Grandi G. F., Mayaux P., Rauste Y., Rosenqvist A., Simard M. & Saatchi S., (2000). The Global Rain Forest Mapping Project JERS-1 radar mosaic of tropical Africa: development and product characterization aspects. *IEEE Transaction on Geosciences and Remote Sensing* **38**, 2218-2233.

Degron R, Margontier S et al, (2010). Références : L'environnement en France. Édition 2010 par le Commissariat général au développement durable, pp 150.

Delavière. M et Guégan. J, (2008). Les effets qualitatifs du changement climatique sur la santé en France. Rapport de groupe interministériel du Ministère de la Santé, de la Jeunesse, des Sports et de la Vie associative Et du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du Territoire, pp. 42.

Delleur J.W and Chang F-J, (2009). Systematic parameter estimation strategy for refining the Birkenes model. *Atmospheric Deposition* (Proceedings of the Baltimore Symposium, May 1989). IAHS Publ. No. 179.

Detmer D.M, (1995). Permeability, porosity and grain-size distribution of selected Pliocene and Quaternary sediments in the Albuquerque Basin. *New Mexico geology*, p.79-87.

Devillers J, Squilbin M et Yourassowsky C, (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : Cadre général. Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles", pp. 16.

Di Luzio M, Mitchell G et Sammons N, (2005). AVSWAT - X short Tutorial: Watershed Modeling using SWAT2003. Third Conference on Watershed Management to Meet Water Quality Standards and Emerging TMDL (Total Maximum Daily Load), Atlanta, Georgia, pp 73.

Di Luzio M, Srinivasan R, Arnold JG et Neitsch SL. 2002. SWAT 2000 ArcView interface manual. Texas Water Resources Institute, Collège Station, Texas TWRI Report TR-193.

Dijatno E et Michel C, (1989). Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La Houille Blanche*, Vol.2, pp. 113-122.

Dingman, S. L., 2002: *Physical Hydrology*. 2d ed. Prentice Hall, 646 pp.

Diren Alsace, (2007). Les matières organiques et oxydables. Rapport La Qualité des cours d'eau en Alsace : 10 ans de suivi (1997-2006), pp 7.

Döll P., Kaspar F. & Lehner B., (2002). A global hydrological model for deriving water availability indicators: model tuning and validation. *Journal of Hydrology* (270), 105-134.

Donigian, A. S., J. C. Imhoff, and B. R. Bicknell, 1983. Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation – HSPF. In 'Agricultural management and water quality', F. W. Schaller and G.W. Bailey, eds., Iowa State.

Donigian, A.S., Jr. (2002). Watershed Model Calibration and Validation: The HSPF Experience. WEF National TMDL Science and Policy 2002, November 13-16, 2002. Phoenix, AZ.

Downer, C. W., James, W., Byrd, A., and Eggert, G. (2002). "Gridded surface subsurface hydrologic analysis (GSSHA) model simulation of hydrologic conditions and restruction scenarios for the judicial Ditch 31 Watershed, Minnesota," Water Quality Technical Note AM-12, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

DREAL PACA & Agence de l'eau RM&C, (2008). Diagnostic gestion quantitative de la ressource en eau de la région PACA, RAPPORT de l'étude de ressource en eau, pp 143.

Dubreuil V., Le Dû L., 1997, Etude du couvert végétal (NDVI) par télédétection (NOAA-AVHRR), Participation à l'ouvrage "Le climat, l'eau et les hommes; Mélanges offerts au Professeur Jean Mounier", Presses Universitaires de Rennes, pp 45-63.

Ducharne A, Gascoin S et autres, (2009). Description des modèles hydrologiques. Rapport du Projet RExHySS, Annexe Volet 2, p. 13.

Ducharne A, Gascoin S, (2009b). Description des modèles hydrologiques. Annexe Volet 2. Dans le Projet RExHySS : Impact du changement climatique sur les Ressources en eau et les Extrêmes Hydrologiques dans les bassins de la Seine et la Somme.

Ducharne A, Habets F et al, (2009a). Impact du changement climatique sur les Ressources en eau et les Extrêmes Hydrologiques dans les bassins de la Seine et la Somme. Rapport de fin de contrat su Programme GICC. Projet RExHySS. N° 0000454, 62p.

Dumas D., 2009. Estimation de l'influence de la couverture forestière sur les pluies en montagne : exemple du massif de la Chartreuse. *Revue Forestière Française* 60, 6 (2009) 711-726.

Dupré D, (2006). Ethique des affaires-Les engrais sont-ils efficaces ? Dangereux ?. IAE de Grenoble – Master Finance, pp. 23.

Eastman R J, (2003). *IDRISI Kilimanjaro Guide to GIS and Image Processing*. Clark University. Chapitre 16, pp 201-227.

Eastman., 2009, *IDRISI Taiga: Guide to GIS and Image processing*. Clack Lab-Clack University. Manual version 16.02, 342p.

Eau de France, (2008). Bassin de la Bienne : Pollution Métallique. Recherche de métaux lourds dans les bryophytes de la Bienne et de ses affluents, évolution 1995-2007. Rapport diffusé par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse, 60p.

Eaufrance, (2010). La reconquête du bon état des eaux et des milieux aquatiques : De l'état des eaux en 2009 aux objectifs 2015. Rapport de la France à la Commission européenne de la mise en oeuvre de la directive-cadre sur l'eau (DCE), pp 4.

Eau-Seine-Normandie, (2011). IXème Programme de l'Agence de l'eau Seine-Normandie : Bilan du Plan Territorialisé d'Actions Prioritaires 2008-2012. Politique territoriale du 9ème programme de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, 86p.

EL KHADI A., 1989 : Watershed models and their applicability to conjunctive use management. *Water Resour. Bull.*, AWRA, vol. 25, n°1, p. 125-137.

El Morthit M, (2009). Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologique sur les différents composants d'un écosystème Estuarien. Thèse de doctorat, pp 260.

Engman, E.T., 1986. "Roughness Coefficients for Routing Surface Runoff," *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, Vol. 112, No. 1, February 1986, pp. 39-53.

Ercin AE, Aldaya MM et al, (2011). The water footprint of soy milk and soy burger and equivalent animal products. Value of water research report series. Published by UNESCO-IHE Institute for Water Education, NO. 49, pp 36.

Ercin AE, Mekonnen MM et al, (2012). The water footprint of France. Value of water research report series. Published by UNESCO-IHE Institute for Water Education, NO. 56, pp 64.

Eshelman, K. N., and H. F. Hemond. 1985. The role of organic acids in the acid-base status of surface waters at Bickford watershed, Massachusetts. *Water Resources Research*. Volume 21, Issue 10, pages 1503–1510.

Espinasse L, (2009). Population de l'Ain : une croissance alimentée par le desserrement de Lyon et de Genève. *La Lettre de population*, n° 106, INSEE 2009 - ISSN 1165-5534, p. 1-4.

Estupina-Borrell V, (2004). Vers une modélisation hydrologique adaptée à la prévision opérationnelle des crues éclair : Application à de petits bassins versants du sud de la France. Thèse de doctorant, spécialité : Hydrologie, Institut National Polytechnique de Toulouse, France

Fabre J, 2012. Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Bilan des connaissances. Dans le Plan d'adaptation au changement climatique Bassins Rhône-Méditerranée et Corse. P.67.

Fagundo-Castillo J.R and al, (2006). Application of hydrogeochemical modelling to the characterization and water quality control of coastal karst aquifers. *Climate Variability and Change-Hydrological Impacts (Proceedings of the Fifth FRIEND World Conference held at Havana, Cuba, November 2006)*, IAHS Publ. 308.

Fernandez. S, (2009). Si la Garonne avait voulu. Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech). Spécialité : Sciences de l'eau.

Fleury J, Guymarc'h J-P et al, (2003). Le défi de la qualité des eaux en Bretagne. *Rapporte de la Région Bretagne – Conseil Économique et Social de Bretagne*, pp 585.

Foody GM, (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Journal of Remote Sensing of Environment*, No 80, pp 185– 201.

Fortin J.P, Moussa R et al, 1995). Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol. 8, No. 1, pp.97-124.

France Nature Environnement, (2008). *La gestion de l'eau en France*, 28p.

France Nature Environnement, (2009). *La gestion quantitative dans les SAGE. Rapport de Réseau eau de FNE/ Avec le soutien du MEEDDM*, pp 36.

French R.H, (2004). *Hydraulics of open channel flow.*, pp.3.1-3.38. *Hydraulic design handbook* (Downloaded from Digital Engineering Library @ McGraw-Hill (www.digitalengineeringlibrary.com))

Frinelle B G and Moody A, (2001). Mapping Continuous Distributions of Land Cover: A Comparison of Maximum-Likelihood Estimation and Artificial Neural Networks. *Journal of Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. Vol. 67, No. 6, pp. 693-705.

Futter MN, (2011). Forests, Forestry and the Water Framework Directive in Sweden: A Trans-Disciplinary Commentary. *Journal of Forests*, No 2, pp 261-282.

Gaudiliat V, Haury J, (2000). Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire-Tom 3 : Habitats humides. *Cahiers d'habitats natura 2000*, pp 456.

GCL Développement Durable, (2010). *Etat, perspectives et enjeux du marché des engrais. Le rapport d'une étude financée par le Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche sur le programme 215 sous action 22*, pp.1-93

Ge Y et al, (2007). Measuring the quality of samples in the supervised classification of remotely sensed imagery. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. XXXI-2C43, Session 4. The Netherlands, pp5.

Geological Survey Water-Resources Investigations Report 94-4168. U.S. Geological Survey.

Gherini, S.A., L. Mok, R.J. Hudson, G. Davis, C.W. Chen, and R.A. Goldstein, 1985. "The ILWAS Model: Formulation and Application, *Water, Air, and Soil Pollution* 26: 425-459.

Gholami A et al, (2010). The Survey and the Comparison of Maximum Likelihood, Mahalanobis Distance and Minimum Distance Methods in Preparing Land use Map in the Western Part of Isfahan Province. *Journal of World Academy of Science, Engineering and Technology* , No 64, pp 69-72.

Gilbert N., Troitzsch K. G., 1999. *Simulation for the Social Scientist*. Open University Press, London, UK.

Gille. M, (2007). Les conséquences du réchauffement climatique en France. *Journal Le Monde*, article paru en ligne le 04 septembre 2007.

GIP Seine-Aval, (2008). *Qualité de l'eau et contaminations : Apports en nutriments et potentiel d'eutrophisation. Le système d'observation de l'état de santé de l'estuaire de la Seine.* www.seine-aval.fr. pp. 1-6.

Girard, G., Ledoux, E. & Villeneuve, J.P. (1981) Le modèle couplé, simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un système hydrologique. *Cah. ORSTOM. série hydrologie*, vol. XVIII, n°4, 191-280.

Global Water Partnership, (2009). *A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basins*.

Goeghegan J, Wainger LA, Bockstael NE (1997) Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecol Econ* 23:251–264. doi:10.1016/S0921-8009(97)00583-1

Goo Jun, (2011). Spatially Adaptive Classification of Land Cover With Remote Sensing Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote sensing*. Vol 49, No.7. p. 2662-2673

Goor F et al, (2007). La contamination diffuse des sols. Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Publication de la Région Wallon, pp 486-499.

Gourcy L., Buscalet E et al (2010). Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffuse d'origine agricole : Application à l'aquifère de la plaine de l'Ain. Rapport final phase 2 (CAPLIPSEAU), BRGM/RP-57945-FR, pp 103.

Gourcy L., Surdyk N et al (2008). Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffuse d'origine agricole : application à l'aquifère de la plaine de l'Ain. Rapport final phase 1 (CAPLIPSEAU), BRGM, pp 103.

Govender M et al, (2006). A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water ressource studies. *Journal of Water SA*. ISSN 0378-4738 , Vol. 33, No.2 . p 145-152.

Govender M, Chetty K et al, (2008)"A comparison of satellite hyperspectral and multispectral remote sensing imagery for improved classification and mapping of vegetation", *Water SA*, Vol. 34, No. 2.

Grayson R.B et Blöschl G, (2000). Spatial modelling of catchment dynamics. In: *Spatial patents in catchment hydrology: observation and modelling*. Grayson R.B et Blöschl G (eds), Cambridge University Press, UK, 2000, pp.51-81.

Green WH et Ampt GA. 1911. Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences* 4, 11-24.

Greenfacts, (2008). Ressources en eau. Résumé du deuxième Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau, pp 6.

Griffiths R.B, (2010). Stochastic Processes. Lecture Notes on Quantum Mechanics No. 8. qmc082.tex. Version of 30 September 2010, p.1-10.

Gruber N. and J. L. Sarmiento, (2002). Biogeochemical-Physical Interactions in elemental cycles (Chapter 9), in *The Sea: Biological-Physical Interactions in the Oceans*, Vol.12, edited by A. R. Robinson, J. J.McCarthy, and B. J. Rothschild, pp. 337– 393, John Wiley and Sons, Inc., New York.

Guan D.J, Li H.F, Inohaec T et al, (2010). Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modelling*, Vol.222, Issues.20–22, p.3761–3772. Elsevier/ScienceDirect.

Guerold F, (2002). L'acidification des eaux de surface et la perte de la biodiversité : mythe, problème du passé ou d'actualité. *Lettre du Changement globale/Lettre pigb-pmrc France*, N° 13, pp 13-24.

Guerra L, (2010). Comparison Between Supervised and Unsupervised Classifications of Neuronal Cell Types: A Case Study. *Wiley Periodicals, Inc. Develop Neurobiol* 71, pp71–82.

Haan, C. T. (1977). *Statistical Methods in Hydrology*. Ames, Iowa: The Iowa State University Press.

Hardy EE et Anderson J R, (1973). A Land Use Classification System for Use with Remote-Sensor Data. Purdue e-Pubs-LARS Symposia Laboratory for Applications of Remote Sensing, pp 8.

Hasmedi M, (2009). Evaluating supervised and unsupervised techniques for land cover mapping using remote sensing data. Malaysian Journal of Society and Space 5 issue 1, ISSN 2180-2491, pp1 – 10.

Hasyim A W et al., (2011). Urban Land use change analysis using temporal multispectral image and image difference. International Journal of Academic research, Vol 3, No.3, pp 246-251.

Helmer R et Hespanhol I, (1997). Water Pollution Control - A Guide to the Use of Water Quality Management Principles. Report of United Nations Environment Programme, Water Supply & Sanitation Collaborative Council and World Health Organization, pp 459.

Hessen. D.O, (1992). Dissolved organic carbon in a humic lake: effects on bacterial production and respiration. Hydrobiologia 229, pp. 115-123.

Hoang K H et al, (2008). Les changements de l'occupation du sol dans le bassin versant de la rivière Càu (Vietnam). Essai sur une approche diachronique. Revue Télédétection, Vol. 8, n° 4, p. 227-236.

Hoover M. A, (1997). Analysis of water quality in lake Erie using GIS methods. Master of Science of Ohio University, pp 124.

Houet T, (2008). Occupation du sol et gestion de l'eau : Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté. Le Monde des Cartes, No 198, pp. 59-64.

Huang S, (2004). The potential of multi-sensor satellite data applications in environmental monitoring with special emphasis on land cover mapping, desertification monitoring and fire detection. Thèse de l'Université München. P155.

Huang W, Liu H et al, (2008). The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B6b. Beijing 2008, p.75-82.

Hubert-Moy L., 1998. Analyse de la structure spatiale de l'occupation des sols par télédétection. In « Agriculture Intensive et Qualité des Eaux » (dir. C. Cheverry), ed. INRA, pp 41-52.

Huotari J, (2011). Carbon dioxide and methane exchange between a boreal pristine lake and the atmosphere. Public examination in the Auditorium of Lahti Science and Business Park, Niemenkatu 73, Lahti on May 25th. ISBN 978-952-10-6919-2 (paperback), ISBN 978-952-10-6920-8 (PDF, <http://ethesis.helsinki.fi>), ISSN 1799-0580. Helsinki University Print.

Hupfer M and Lewandowski J, (2008). Review Paper: Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments –a Long-Lasting Paradigm in Limnology. Internat. Rev. Hydrobiol, Vol. 93, p. 415-432. DOI: 10.1002/iroh.200711054. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

Hussin, YA et Atmopawiro, VP, (2004). Sub-pixel and Maximum likelihood classification of Landsat ETM+ images for detecting illegal logging and mapping tropical rain forest cover types in Berau, East Kalimantan, Indonesia. Source online: http://www.itc.nl/library/Papers_2004/peer_conf/hussin_sub.pdf.

Hutchinson, G. E. 1938. On the relationship between oxygen deficit and the productivity and Typology of lakes. *International Review of Hydrobiology*. Vol. 36, Issue 2, p 336-355.

Hydrologic Engineering Center 1985, Commercial Survey Guidelines for Water Surface Profiles, prepared by Borcalli, Ensign, and Buckley Consulting Engineers, Sacramento, California, for the Hydrologic Engineering Center, U.S. Army Corps of Engineers.

Hydrologic Engineering Center, (1998). HEC-1: Flood Hydrograph Package-User's Manual, CPD-1A, . Version 4.1, 434p.

Hydrologic Engineering Center, HEC-2 Water Surface Profiles, 1985

Hydrologic Engineering Center, HEC-2 Water Surface Profiles, 1992

Ikuta et al, (1999). Effects of acidification on fish reproduction. Proceedings of the twenty-eighth U.S.-Japan Cooperative Program in Natural Resources (UJNR) Aquaculture Panel Symposium, Kihei, Hawai'i. UJNR Technical Report No. 28, p. 39-45.

Indarto K, (2002). Découpages spatiaux et conséquences sur le bilan hydrologique- Application au bassin de l'Orb à travers une démarche de modélisation hydrologique distribuée. Thèse d'ENGREF Montpellier, 252p.

IPCC, (2008). Technical paper on climate change and water. 28th session, Budapest, 9-10 avril 2008. IPCC-XXVIII/Doc.13 (8.IV.2008), pp. 244.

ITT Inc, (2005). ENVI Online Help, Version 4.2. USA:ITT Corporation, USA.

ITT Inc., 2008. ENVI Online Help, Version 4.5. USA:ITT Corporation, USA.

Jasinski M F, (1996). Estimation of subpixel vegetation density of natural regions using satellite multispectral imagery, *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, Vol. 34, pp. 804–813.

Jegou J, Giraud A et Suaudeau R, (2010). la Lettre eau. *Revue de France Nature Environnement*. No.50, pp. 1-16.

Jensen, J.R., Cowen, D.J., 1999. Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socio-economic attributes. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 65, 611–622.

Jenson SK et Domingue JO, (1988). Extracting topographie structure from digital élévation data for géographie information System analysis. *Photogrammetric and Engineering Remote Sensing* 54(11), 1593-1600.

Jenson, S. K., 1985. Automated derivation of hydrologic basin characteristics from digital elevation model data: Proceedings of Auto-Carto 7, Washington, D.C., pp. 301-310

Jenson, S. K., and C. M. Trautwein, 1987. Methods and applications in surface depression analysis: Proceedings of Auto-Carto 8, Baltimore, Maryland, pp. 137-144.

Jha M, Gassman G.S, Gu R et Arnold J, (2004). Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment, and nutrient predictions. *Journal of the American Water resource Association*, No. 02154, pp. 811-825.

Jiménez E.I and Garcia V.P, (1992). Relationships between Organic Carbon and Total Organic Matter in Municipal Solid Wastes and City Refuse Composts. *Bioresource Technology*, Vol. 41, p. 265-272.

Johannessen, M., T. Dale, E.T. Gjessing, A. Henriksen, and R.F. Wright. 1976. In Proceedings of the International Symposium on Isotopes and Impurities in Snow and Ice.

International Association of Hydrological Science, Grenoble, France, August 28-30, 1975. International Association of Hydrological Science. Publ. 118.

Joliveau T, (2004). Le SIG, de l'outil technique à la construction sociale (Parcours 1) dans la «Géomatique et Gestion environnementale du Territoire. Recherche sur un usage géographique de SIG» (Volume 1). Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. CRENAM Université Jean Monnet Saint-Etienne, pp. 23-80.

Jonac R, (1974). Contribution à l'étude climatologique, hydrologique et hydrogéologique du bassin de l'Ain (01). Le présent rapport a été publié sous forme de thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle par Robert JONAC. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. 74-SGN-058-JAL, 177p. Publié par le Bureau de Recherches Géologique et Minières (BRGM).

Jourdan C, (2010). Vers une organisation optimisée des données sur l'Eau en France. Le Schéma National des Données sur l'Eau, la connaissance au service de la politique publique de l'eau. Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, Toulouse, pp 103-112.

KIJIMA, M. Markov processes for stochastic modeling. Stochastic Modeling Series, London: Chapman & Hall. 1997.

King K.W, Arnold J.G et Bingner R.L, (1999). Comparison of Green-Ampt and Curve number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT. American Society of Agricultural Engineers, VOL. 42(4), pp. 919-925.

Kitis M., T. Karanfil and J.E. Kilduff, (2004). The reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation, Turkish J. Eng. Environ. Sci. 28, pp. 167–179.

Koorevaar, P., Menelik, G., Dirksen, C., 1983. Elements of Soil Physics. Elsevier, Amsterdam, 230 pp.

Kowalsky M.B and al, (2011). Coupled modeling of hydrogeochemical and electrical resistivity data for exploring the impact of recharge on subsurface contamination. Journal of Water Resource Research, Vol. 47, W02509, doi:10.1029/2009WR008947, p. 1-22.

Krause1 P, Boyle D.P et Bäs1 F, (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. Advances in Geosciences. European Geosciences Union, Vol. 5, pp. 89–97.

Kundzewicz ZW, (2008). Changement climatique et pénurie d'eau. Dans l'archive de Science Allemagne – L'eau face au changement climatique, pp 12-15.

Lafont B, (2009). Eau, pouvoir et société dans l'Orient ancien : approches théoriques, travaux de terrain et documentation écrite. Stratégies d'acquisition de l'eau et société au Moyen-Orient depuis l'Antiquité, Beyrouth, Presses de l'Ifpo « Archéologie et histoire de l'Antiquité », no BAH 186, pp11-23.

Lake, P. S., M. A. Palmer, et al. (2000). "Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: Impacts on linkages between above-sediment and sediment biota." *Bioscience* **50**(12): 1099.

Landgrebe D, (2002). "Hyperspectral image data analysis as a high dimensional signal processing problem," *IEEE Signal Process. Mag.*, vol. 19, no. 1, pp. 17–28.

Landry I, (1998). Analyse par géomatique des bilans et des flux d'azote et de phosphore dans un bassin versant agricole : le cas de la rivière Boyer. Mémoire du Maître de science de l'Université du Québec.

Lane LJ. 1983. Chapter 19: Transmission Losses. In Soil Conservation Service. National engineering handbook, section 4 : hydrology. U.S. Government SPrinting Office, Washington, D.C, pp. 19-1-19-21.

Laudon, H., P. J. Dillon, et al. (2004). "Climate-induced episodic acidification of streams in central Ontario." *Environmental Science & Technology*. Vol. 38, No. 22, pp: 6009-6015.

Laurent F, (1996). Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (spécialité : Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives), p. 365.

Laurent F, (1996). Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (spécialité : Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives), pp. 365.

Laurent F, Ruelland D et Chapdelaine M, (2007). Simulation de l'effet de changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux avec le modèle SWAT. *Revue des sciences de l'eau*, vol. 20, n° 4, p. 395-408.

Lawlor, A. J., & Tipping, E. (2003). Metals in bulk deposition and surface waters at two upland locations in northern England. *Environmental Pollution*, 121, 153–167.

Le Behec G et al, (2010). La gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau sur le territoire du SAGE de la basse vallée de l'Ain. Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, Toulouse.

Le Gall A-N et al, (2004). Effets des dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France. Rapport final du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. Unité de modélisation et analyse économique pour la gestion des risques Direction des risques chroniques, INERIS.

Legates, D. R et McCabe, G. J. 1999. Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Res.* 35(1): 233-241.

Lemaire G, Brisson N et al, (2006). Impacts des modes d'occupation des sols par l'agriculture sur la recharge des aquifères et la gestion des ressources en eau. Sécheresse et agriculture. Livre d'expertise de l'INRA, Chapitre 1.1, pp 108-126.

Lerat J, (2009). Quels apports hydrologiques pour les modèles hydrauliques ? Vers un modèle intégré de simulation des crues. Thèse préparée au Cemagref, p. 392.

Lery S, (2009). Mesures en continu des températures sur quelques rivières des Pays de la Loire_Période 2003-2007. Rapport de la DIREN des Pays de la Loire, pp. 16.

Lévesque E, Lamontagne L, Griensven A.V, Vanrolleghem P.A, Anctil F, (2008). Méthodologie pour l'adaptation de données physiographiques canadienne au modèle de qualité de l'eau SWAT « soils water assessment tool ». *Rev. génie sci. environ*, No.7, pp. 453-466.

Li D et al, (2001). Land use classification of remote sensing image with GIS data based on spatial data mining techniques. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. XXXIII, Part B3. Amsterdam, pp 238-245.

Life, (2007). Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain. Rapporté du Programme LIFE Nature, LIFE 02 NAT / F / 8482, pp 9.

Lin W -T, Chou W-C, Lin C-Y, Huang P-H et Tsai J-S. 2006. Automated suitable drainage network extraction from digital élévation models in Taiwan's upstream watersheds. *Hydrological Processes* 20(2), 289-306.

Lindenschmidt K-E, (2006). River water quality modelling for river basin and water resources management with a focus on the Saale River, Germany. Thesis of Brandeburgische technische Universität cottbus, pp. 145.

Livingstone D.M and Imboden, D.M, (1996). The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a plea for a deductive approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 53, p 924-932.

LLU-ESSE21, (2012). Land use/Land cover classification module. Trouvé à mars 2012 sur http://resweb.llu.edu/rford/courses/ESSC5xx/docs/ESSE21_clsfn.pdf.

López, E., Boccoa, G., Mendozaa, M., Duhau, E., 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe A case in Morelia City, Mexico. *Landscape Urban Planning*, Vol.55, Issue.4, p. 271–285. Elsevier/ScienceDirect.

Loucks D.P and Beek E, (2005). Water Resource Systems Modelling: Its Role in Planning and Management (Chapter 2). In the book of *Water Resources Systems Planning and Management. Studies and Reports in Hydrology*. Published by UNESCO. ISBN 92-3-103998-9, pp. 39-55.

Loucks D.P and Beek E, (2005). Water Resource Systems Modelling: Its Role in Planning and Management (Chapter 2). In the book of *Water Resources Systems Planning and Management. Studies and Reports in Hydrology*. Published by UNESCO. ISBN 92-3-103998-9, pp. 39-55.

Lu and Weng, (2007). "A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance", *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 28, No. 5, pp.823-870.

Luc B et al, (2005). Optimized Spectral Angle Mapper classification of spatially heterogeneous dynamic dune vegetation, a case study along the Belgian coastline. The 9th International Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing (ISPMSRS). Beijing, P10.

Luck M, Wu J (2002) A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecol* 17:327. doi:10.1023/A:1020512723753.

Ludeke A. K., Maggio R. C., Reid L. M., 1990. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *Journal of Environmental Management*, Vol.31, p. 247-259.

Lumb, A.M., McCammon, R.B., and Kittle, J.L., Jr. (1994). *Users manual for an expert system (HSPEXP) for calibration of the Hydrologic Simulation Program-FORTRAN*. U.S.

Madesh P and Ravikumar N, 2012. Water Resource Management through Remotesensing and GIS in a Watershed of Gundlupet Taluk, Chamarajanagar District, Karnatak, India. *INDIAN JOURNAL OF APPLIED RESEARCH* Volume. 2, Issue. 1, ISSN - 2249-555, p 50-52.

Malik RN et Husain SZ, (2006). Land-cover mapping : A remote sensing approach. Pak. J. Bot., No 38(3), pp 559-570.

Mallya Y.J, (2007). The effects of dissolved oxygen on fish growth in aquaculture. Fisheries Training Program, Final projet. 30p.

Manandhar. R, (2009). Improving the Accuracy of Land Use and Land Cover Classification of Landsat Data Using Post-Classification Enhancement. Journal of Remote Sens. No 1, pp330-344.

Manlius N., Battaglia-Brunet F et Michel C. (2009). Pollution des eaux par l'arsenic et acceptabilité des procédés de biotraitement. Projet COBIAS, Délivrable D14, Version finale. BRGM/RP-57640-FR, pp173.

Marceau D.J., Howarth P.J. & Gratton D.J. (1994). Remote sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment. The scale and spatial aggregation problem. Remote Sensing of Environment. 49 (2), 93-104.

Margat J et Vallee D, (1999). Vision méditerranéenne sur l'eau, la population et l'environnement au XXIème siècle. Contribution à la vision mondiale sur l'eau promue par le Conseil Mondial de l'eau et le Global Water Partnership, élaborée par le Plan Bleu dans le cadre du MEDTAC/GWP, pp 83.

Markham, B.L. and Barker, J.L., (1986). Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures, vol.1, EOSAT Landsat Tech. Notes, Aug. 1986.

Marquet B, (2011). L'eau: une source de conflits. Rapport de la Commission de l'environnement, de l'agriculture et des questions territoriales. Alliance des démocrates et des libéraux pour l'Europe, Monaco.

Marquet B, (2011). L'eau: une source de conflits. Rapport de la Commission de l'environnement, de l'agriculture et des questions territoriales. Alliance des démocrates et des libéraux pour l'Europe, Monaco.

Marshall D.C. W et Bayliss A.C, (1994). Flood estimation for small catchments. Institute of Hydrology. Oxfordshire OX 10 8BB, United Kingdom, pp 75.

Martin J.E, Dubbert P.M and Cushman W.C, (1990). Controlled Trial of Aerobic Exercise in Hypertension. American Heart Association, Print ISSN: 0009-7322. Online ISSN: 1524-4539, p 1560-1567.

Martin, E. et D. Salas y Mélia, 2010. Scénarios de changement climatique -De l'échelle globale aux Pyrénées-Orientales. Présenté à : Réunion de clôture du projet VULCAIN (9 novembre 2010, Collioure).

Martinuzzi, S., Gould, W. A. and Gonz'alez, O. M. R, (2007). Land development, land use, and urban sprawl in Puerto Rico integrating remote sensing and population census data, Landscape and Urban Planning, Vol.79, 288-297.

Marty P et Bertrand P, (2011). Gestion en forêt privée midi-pyrénéenne favorable à la ressource en eau captée. Rapport final du Projet Gestofor – Phase A, pp 163.

Mather, P.M, (2004). Computer Processing of Remotely Sensed Images: An introduction.3rd ed. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, West Sussex, England.

Matzinger A, Müller B, Niederhauser P, Schmid M and Wuëst A, 2010. Hypolimnetic oxygen consumption by sediment-based reduced substances in former eutrophic lakes.

Limnol. Oceanogr., 55(5), 2010, 2073–2084. American Society of Limnology and Oceanography, Inc. doi:10.4319/lo.2010.55.5.2073.

Mc Bride G.B et Rutherford J.C, (1983). Handbook on estimating dissolved oxygen depletion in polluted rivers. *Water and soil misc. Publ. Wellington*, 51: 1–69.

McGlynn B, McDonnell J et al, (2003). On the relationships between catchment scale and streamwater mean residence time. *Hydrological Processes*. John Wiley & Sons, Ltd, Vol.17, p. 175–181.

Meissner B et al, (2006). Application of remote sensing and GIS for sustainable forest management and capacity building in Mongolia. *Asian Conference on Remote Sensing 27th, Mongolia*. P. 6.

Mekonnen MM et Hoekstra AY, (2011). National water footprint accounts: The green, blue and gray water footprint of production and consumption. Value of water research report series. Published by UNESCO-IHE Institute for Water Education. Main report, Vol 1, NO. 50, pp 50.

Mertens B., Lambin E. F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography*, Vol. 17, N°2, pp 143-162.

Michel C, Andréassian V et Perrin C. 2005. Soil Conservation Service Curve Number method: How to mend a wrong soil moisture accounting procedure. *Water Resources Research* 41 (2), Art No W02011.

Milićević D, Milenković S et Potić O, (2010). Water quality modelling role in implementation of the water framework directive. *Architecture and Civil Engineering*, Vol. 8, No. 2, pp. 247 – 260.

Minder J.R, Mote P.W et Lundquist J.D, (2009). Surface temperature lapse rates over complex terrain: lessons from the Cascade Mountains. *Journal of Geophysical Research*, Vol. XXXX, DOI:10.1029, pp. X1-X28.

Ministère du Développement durable, (2011). L'adaptation au changement climatique en France. Synthèse n°6 –mars 2011, pp. 18.

Miquel G, (2003). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques, pp 293.

Miquel G, (2003). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Rapport No. 215 tome-2 de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Sénat), 293 pp.

Miraille M et Lainé S, (2010). EDF et l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse s'engagent pour la restauration et la préservation des milieux aquatiques dans le cadre d'une hydroélectricité durable. Dossier de presse du EDF et de l'Agence de l'Eau, pp 16.

Moisselin J-M, (2002). Les précipitations en France au XXème siècle. *Lettre du Changement globale/Lettre pigb-pmrc France*, N° 13, pp 57-62.

Mollard. E, (2012). Comment fabriquer une crise ? Indicateurs particuliers et narration dominante de la crise de l'eau. Colloque international GEMDEV/UNESCO "La mesure du développement". Pp 18.

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment: the state and movement of water in living organisms. *Symp. Soc. Exp. Biol.* 19, 205–234.

Montestrucq L, Guye O et al, (2007). Les Nitrates. Tableau de bord Santé-Environnement, Région Rhône-Alpes. Livre de l'Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes, pp 15.

Montuelle B, Dorigo U et al, (2010). The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed (France). *Journal of Hydrobiologia*, Springer Science+Business Media, No 657, pp 123–141.

Moriasi D.N, Arnold J.G et al, (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. Vol. 50, No. 3, pp. 885–900.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., and Veith, T. L. (2007). "Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations." *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900.

Mortimer, C. H, (1942). The exchange of dissolved substances between mud and water, 1 and 2. *J.Ecol.* 29: 280-329.

Mubea K. W, Ngigi T. G and Mundia C. N. (2010). Assessing application of Markov chain analysis in predicting Land cover change: A case study of Nakuru municipality. *JAGST* Vol. 12(2) 2010, p. 126-144.

Muhammad Mukhlisin M, Taha M.R et Kosugi K, (2008). Numerical analysis of effective soil porosity and soil thickness effects on slope stability at a hillslope of weathered granitic soil formation. *Geosciences Journal*. The Association of Korean Geoscience Societies and Springer , Vol. 12, No. 4, p. 401 – 410.

Mulligan M, (2011). Hydrology. Undergraduate study in Economics, Management, Finance and the Social Sciences. University of London, GY2152, 2790152, p. 1-50.

Myint, S.W., Wang, L., 2006. Multicriteria decision approach for land use land cover change using Markov chain analysis and a cellular automata approach. *Canadian Journal of Remote Sensing*, Vol.32, No.6, p.390-404.

NASA, 2002, Landsat-7 Science Data User's Handbook, NASA/Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD, Chap. 11.

Nash, J. E. and Sutcliffe, J. V.: River flow forecasting through conceptual models, Part I - A discussion of principles, *J. Hydrol.*, 10, 282–290, 1970. Quan trong

NC, D. N. R. (2009). Falls Lake Watershed Analysis Risk Management Framework (WARMF) Development. Department of Water Quality, N.C. Department of Environment and Natural Resources, Planning Section, Modeling/TMDL Unit.. Final Report. Systech Engineering, Inc, pp 270.

Nearby D.G, et al, (2011). Water Quality, Biodiversity and Codes of Practice in Relation to Harvesting Forest Plantations in Streamside Management Zones. Report of CSIRO, pp 101.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR et Williams JR. 2005a. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas A&M University, USA.

Nghiem V-T, Nedjai R and Messaoud N.N, (2011). The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters. *Journal of Alpine Research*. 99-3 | 2011, 12p. Mis en ligne le 21 février 2012. URL : <http://rga.revues.org/1611> ; DOI : 10.4000/rga.1611.

Nghiem V-T, Nedjai R, Le V-A and Charleux L, (2013). Application of GIS and Remote Sensing for Predicting Land-use Change in the French Jura Mountains with the LCM model: The Impact of Variables on the Disturbance Model. *Proceeding of the 34th Asian Conference on Remote Sensing*–Bali, Indonesia. ISBN: 978-602-9439-33-5, p 2588-2595 (SC04-95 à SC04-102).

Noppe K, (1996). Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons. D.E.A Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistiques et Géochimie. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, pp 92.

NRCS, (1993). Soil Survey Manual: Soil Survey Division Staff. United states Department of Agriculture. Document online: <http://soils.usda.gov/technical/manual/> .

O'Callaghan, J. F. and D. M. Mark, (1984), "The Extraction of Drainage Networks From Digital Elevation Data," *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28: 328-344.

OCDE, (2012). Qualité de l'eau et agriculture : Un défi pour les politiques publiques. Livre des études de l'OCDE sur l'eau, Editions OCDE, pp 174.

Olmanson. LG, (2002). Use Landsat imagery to develop a water quality atlas of Minnesota's 10,000 lakes. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol XXXIV/ Part 1, pp8.

ONEMA, (2010). Changement climatique, impacts sur les milieux aquatiques et conséquences pour la gestion. Un séminaire organisé les 29 et 30 juin 2009, Paris, pp 6.

Onema, (2010). La reconquête du bon état des eaux et des milieux aquatiques. Rapport d'activité et de performance de l'Onema, pp 122.

ONEMA, (2011). Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau (Sites de Référence, Réseau de Contrôle de Surveillance et Contrôle Opérationnel). Lac d'Allement. Rapport n° VI, pp 21.

ONERC (Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique), 2012. Plan national d'adaptation de la France aux effets du changement climatique. Rapport au Premier ministre et au Parlement. Version pour une diffusion électronique. Edition assurée par La documentation Française. P80.

Palaniswami C et al, (2006). Spectral mixture analysis for subpixel classification of coconut", *Current Science*, Vol. 91, No. 12, pp. 1706 -1711.

Paola J.D and Schowengerdt R.A, (1997). The effect of neural-network structure on a multispectral landuse/ land-cover classification. *Journal of Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. Vol 63, No 5, pp 535–544.

Parker D.C., Manson S. M., Janssen M. A., Hoffmann M. J., Deadman P., 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 93, N°2, pp 316-340.

Parkhurst D.L and Appelo C.A.J, (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2) : a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. USGS Water-Resources Investigations Report: 99-4259.

Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, (2000). Directive 2000/60/CE du parlement européen et du Conseil. *Journal officiel des Communauté européennes*, pp. L327/1-L327/72.

Payraudeau S, (2002). Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Thèse d'ENGREF Montpellier, spécialité Sciences de l'Eau, 255p.

Pechlivanidis I.G, Jackson B.M et al, (2011) Catchment scale hydrological modelling: a review of model types, calibration approaches and uncertainty analysis method in the context of recent developments in technology and applications. *Global NEST Journal*, Vol 13, No 3, pp 193-214, 2011. Copyright© 2011 Global NEST.

Pédro G, (2007). Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux. Académie des Sciences. Rapport sur la Science et la Technologie, No 27, pp 482.

Pelletier J.D et Rasmussen C, (2009). Geomorphically based predictive mapping of soil thickness in upland watersheds. *Journal of Water Resources Research*, Vol.45, pp. 1-15.

Penížek V et Borůvka L, (2006). Soil depth prediction supported by primary terrain attributes: a comparison of methods. *Journal of Plant soil environ*, No. 52, pp. 424-430.

Pereira A.R, Green S, et Nova N.A.V, (2006). Penman–Monteith reference evapotranspiration adapted to estimate irrigated tree transpiration. *Journal of agricultural water management*. Elsevier, Vol. 83, pp. 153-161.

Péricat A et Coppin H, (2011). Etude des plans d'eau du programme de surveillance des bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Rapport de données brute et interprétation du lac de Chalain, suivi annuel 2010, n° 08-283/2011-PE2010-07, pp. 69.

Périé, C and Ouimet, R, (2008). Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Can. J. Soil Sci*, Vol. 88, p. 315_325.

Perumal. K et Bhaskaran. R, (2010). Supervised classification performance of multispectral images. *Journal of Computing*, Vol 2, Issue 2, ISSN 2151-9617, pp 124-129.

Pinheiro A et Caussade B, (1997). Simulation de la pollution diffuse dans des bassins versants agricoles. *Freshwater Contamination* (Proceedings of Rabat Symposium S4, April-May 1997). IAHS Publ. no. 243, p.333-340.

Pontius Jr, R G, J Cornell and C Hall. 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with Geomod2: application and validation for Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85(1-3) p.191-203.

Pontius Jr. R.G and Chen H., 2006. GEOMOD Modeling: Land-Use & Cover Change Modeling. *Idrisi 15: The Andes edition*. Clark Labs, Worcester, MA. 44p.

Poompavai V et Ramalingam, (2009). Remote sensing and GIS for urban planning. *Journal Earth Science India*. PP11.

Pradhan R et al, (2010). Land cover classification of remotely sensed satellite data using Bayesian and Hybrid classifier. *International Journal of computer application* (0975-8887), Vol 7, No 11, p 4.

Prenzel. B, (2004). Remote sensing-based quantification of land-cover and land-use change for planning. *Progress in Planning*, No 61, pp 281–299.

Probst A, Massabuau J-C, (1990). Acidification des eaux de surface sous l'influence des précipitations acides : rôle de la végétation et du substratum, conséquences pour les populations de truites. Le cas des ruisseaux des Vosges. Académie des sciences, Paris, Série II, No 311, pp 405-411.

Prudent-Richard G, Gillet M et al, (2008). Changement climatiques dans les Alpes : Impacts et risques naturels. Rapport Technique de l'ONERC, N°1 Octobre 2008, pp 100.

- Pruess K, Oldenburg C and Moridis G, (1999). TOUGH2 User's Guide, Version 2.0.
- Quintana Segui, P., 2008. Simulation hydrologique en région méditerranéenne avec SAFRAN - ISBA - MODCOU. Amélioration de la physique et évaluation des risques dans le cadre du changement climatique. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse III, 210p.
- Rachid Nedjai, Van-Tuan Nghiem, Abelhamid Azaroual, Laurent Touchart, Nasredine Messaoud-Nacer, (2013). Water Resource Decrease Due to Land-Use Changes in the French Jura Mountains: A Combined Use of the SWAT Model and Land Cover Modeling to Evaluate the Global Trend. *American Journal of Environmental Engineering*, 3(5): 225-235.
- Rahman A, Haddad K et Kuczera G, (2009). Erwin Weinmann Australian Rainfall & Runoff. Project 5: Regional Flood Methods. Engineers Australia. Water Engineering, pp. 197.
- Rahman MM, (2004). Interpretation of tropical vegetation using Landsat ETM+ imagery. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing XXIIIth*. Istanbul, pp6.
- Raimbault P, (2002). Le chantier « Golfe du Lion » du PNEC. Lettre du Changement globale/Lettre pigb-pmrc France, N° 13, pp 37-49.
- Ranger J, Badeau V, (2000). Evolution constatée des sols forestiers au cours des dernières décennies. *Revue de Forêt*, numéro spécial 2000, pp 49-70.
- Refsgaard J.C et Storm B, (1995). Construction, calibration and validation of hydrological models-Chapter 3. In: *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands, pp.41-42.
- Renaud H, (2006). Analyse d'images satellites d'inondations pour la caractérisation tridimensionnelle de l'aléa et l'aide à la modélisation hydraulique. Thèse de l'École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.
- Renaud J. 2004. Mise en place du modèle agri-environnemental SWAT sur le bassin versant du Mercube. Rapport de stage sous la direction de Jean Poulenard, Laboratoire des Sciences du Sol, CISM, Université de Savoie, France, 75 pp.
- Richards J A et Jia X., (2006), *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Book of Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Pp 454
- Rickwood. P, (2002). De l'eau pour le développement. *Bulletin AIEA de la Journée mondiale de l'eau 2002* sonne l'alarme, pp 21-24.
- Rifai, H.S., C.J. Newell, and P.B. Bedient, "Getting to the Nonpoint Source with GIS",
- Rippey B and McSorley M, (2009). Oxygen depletion in lake hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.*, 54(3), 2009, 905–916. American Society of Limnology and Oceanography, Inc.
- Ritchie. JC et Cooper CM, (2004). Remote sensing techniques for determining water quality: Applications to TMDLs. Source online: <http://www.geo.tu-freiberg.de>
- Robinet. P, (2005). La prise en compte par la France des polluants chimiques et d'origine microbiologique présents dans les eaux, dans le cadre de la mise en oeuvre de la Directive Cadre sur l'eau. Etude du Muséum National d'Histoire Naturelle, pp 13.
- Robinove, C.J, (1982). Computation with physical values from Landsat digital data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48, pp. 781–784.
- Roche P.A., (2001). L'eau au XXIe siècle : enjeux, conflits, marchés, *dans RAMSES 2001*, Paris, Ifri/Dunod, pp 79-94.

Rogan J et Chen. D, (2004). Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*. Elsevier Ltd. No. 61, pp301–325.

Rogan J et Miller J, (2006). Integrating GIS and remotely sensed data for mapping forest disturbance and change, *Understanding Forest Disturbance and Spatial Pattern: Remote Sensing and GIS Approaches* (M. Wulder and S. Franklin, editors), pp. 133–172.

Rolland C, (2003). Spatial and Seasonal Variations of Air Temperature Lapse Rates in Alpine Regions. *Journal of Climate*. American Meteorological Society, Vol. 16, pp. 1032-1046.

Rondia E, Berthaud S et al, (2007). Changement climatique : Comment s'adapter en Rhône-Alpes? Rapport du Rhône-Alpes Energie et Environnement. ISBN : 978-2-11-096272-0, 40p.

Rosenbrock HH. 1960. An automatic method of finding the greatest or least value of a function. *Computer Journal* 3: 175–184.

Rousseau B, (2008). La directive cadre sur l'eau (DCE). Sommaire de 40 ans de France Naturel Environnement, pp15.

Ruelland D, Dezetter A et al, (2008). Long-term monitoring of land cover changes based on Landsat imagery to improve hydrological modelling in West Africa. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 29, No. 12, p. 3533–3551. Taylor & Francis.

Rustad S, Christophersen N and al, (1986). Model for Streamwater Chemistry of a Tributary to Harp Lake. **Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques**, 1986, 43(3): 625-633, 10.1139/f86-075.

SAGE Adour (2008). Pollution diffuse d'origine agricole : Programmes d'actions et bilans. Rapport de bilan, 50p. Téléchargé du site : www.bassin-adour.univ-pau.fr

Sanga D et Dosso B, 2007. L'utilisation des systèmes d'information géographiques dans les Instituts/Bureaux nationaux de statistique africains. *The African Statistical Journal*, Volume 5, November 2007

Saunders W.K, Maidment D.R, (1996). A GIS assessment of nonpoint source pollution in the San Antonio-Nueces coastal basin. *CRWR Online Report* 96-1, 230p.

Schimel D.S., Enting I.G., Heimann M. et al. (2000) . CO₂ and the carbon cycle. Extracted from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Report, "Climate Change, 1994. Edited by Wigley T.M.L and Schimel D.S, pp. 8-27. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Schowengerdt. RA, (2007). *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing*. Third Edition. Elsevier Inc, pp 558.

Schroeder TA et al, (2006). Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing Environment*, No103, pp 16-26.

Semelet J et al, (2003). SIVU du Bassin Versant de la Basse Vallée de l'Ain. Rapport de la Commission Locale de l'Eau de la Basse Vallée de l'Ain, pp. 1-203.

Senarath, S. U. S., Ogden, F. L., Downer, C. W., and Sharif, H. O. (2000). "On the calibration and verification of two-dimensional, distributed, Hortonian, continuous watershed models," *Wat. Resour. Res.* 36(6), 1495-1510.

Senseman. GM et al, (1995). Accuracy Assessment of the Discrete Classification of Remotely-Sensed Digital Data for Landcover Mapping. US Army Corps of Engineers. USACERL Technical Report EN-95/04, pp 31

Sergent D, (2011). La sécheresse menace plusieurs régions. Journal La Croix, 20 avril 2011.

Seto KC, Fragkias M (2005) Quantifying spatiotemporal patterns of urban land-use change in four cities of China with time series landscape metrics. *Landscape Ecol* 20:871–888. doi:10.1007/s10980-005-5238-8.

Shine J A and Carr D B, (2002). A Comparison of Classification Methods for Large Imagery Data Sets", *JSM 2002 Statistics in an ERA of Technological Change-Statistical computing section*, New York City, pp.3205-3207.

Shrestha N_A review of remote sensing application in forest management. Mid-term Paper, pp 23. Source online : http://geog.utm.utoronto.ca/namrata/Reports/JFG1415_termpaper.pdf.

Silva, E. and K. Clarke. 2002. Calibration of the SLEUTH urban growth model for Lisbon and Porto, Portugal. *Computers, Environment and Urban Systems* 26. pp. 525-552.

Singh V.P, (1995). Watershed modelling: V.P. Singh (Editor), *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publication, Highlands Ranch, Colorado, USA.

Singh V.P. and Woolhiser D.A., (2002), Mathematical modeling of watershed hydrology, *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(4), 270-292.

Sivapalan M, Kalma JD, (1995). Scale problems in hydrology: contributions of the Robertson workshop. In *Scale Issues in Hydrological Modeling*, Kalma JD, Sivapalan M (eds). Wiley: Chichester, UK; 1–8.

Skjelkvåle B L., Mannio J et al, (2001). Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990–1999. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(3), p327-337.

Sklar F. H., Costanza R., 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: A review and prognosis. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, M. G. Tuner and R. H. Gardner eds., Springer-Verlag, New York, pp 239-288.

Sloan PG et Morre ID, (1984). Modeling Subsurface Stormflow on Steeply Sloping Forested Watersheds. *Journal of Water resources research*. American Geophysical Union, Vol. 20, No. 12, pp. 1815-1822.

Sloan PG, Morre ID, Coltharp GB et Eigel JD. 1983. Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds. *Water Resources Ints. Report* 142. Univ. Kentucky, Lexington.

Smida H, Zairi M et al, 2005. Etude et gestion des Ressources en eau dans une région aride par le SIG : Cas de la région de Regueb - Sidi Bouzid – Tunisie. Conférence francophone ESRI, Issy-les-Moulineaux, 5-6 octobre 2005.

Smith R. B., (2012). Tutorial : Introduction to remote sensing of the environment. 32p. Téléchargé à partir: www.microimages.com (2012).

Smith. JA, (2000). Subpixel Estimates of Impervious Surface Cover Using Landsat TM Imagery. M.A. Scholarly Paper, pp 31.

Soil Conservation Service. 1972. Section 4: Hydrology In National Engineering Handbook. SCS.

Soil Survey Staff., 2003. National Soil Survey Handbook Part 618, Natural Resources Conservation Service: Soil properties and Qualities, 430-IV-NSSH, pp. 90

Solheim A.L et al, (2010). Climate change impacts on water quality and biodiversity. Background Report for EEA European Environment State and Outlook Report 2010, pp 68.

Somot, S., F. Sevault, M. Déqué et al., 2008. 21st century climate change scenario for the Mediterranean using acoupled atmosphere - ocean regional climate model. *Global and Planetary Change* **63** (2-3), 112–126.

Soulis K.X et Valiantzas J.D, (2011). SCS-CN parameter determination using rainfall-runoff data in heterogeneous watersheds. The two-CN system approach. *Journal of Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. Published by Copernicus Publications on behalf of the European Geosciences Union, Vol. 8, pp. 8963–9004.

Speers, D.D., 1995. SSARR Model. *In*: V.P. Singh (Editor), *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, pp. 367-394.

Spiteri A, Robinet P et al, (2011). L'état des eaux derrière une information officielle déficiente, des évaluations et des données inquiétantes. Rapport des extraits d'une enquête commanditée par le WWF France sur l'état réel des eaux et des données sur l'eau, pp36.

Strigg S et Flasse S, (2001). An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. *Int journal of Remote sensing*, vol. 22, no. 13, pp 2641–2647

Srinivasan R, Huisman S et Breuer L. 2004. European SWAT summer school 2004. User's manuel. SWAT development team, Institute of Landscape Ecology and Resources Management Justus-Liebig-University Giessen, Collaborative research center 299 'Land use options for peripheral régions'. Belgium.

Srinivasan R., Ramanarayanan T.S, Arnold, J.G et Bednarz S.T, (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment. Part II: Model Aplication. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, No. 96090, pp. 91-101.

Stern. A.J. Techniques for developing land-use classification using

Stewart, W. J. (1994). *Introduction to the Numerical Solution of Markov Chains*. Princeton, NJ: Princeton

Stow. D, (2004). Remote sensing of vegetation and land-cover change in Arctic Tundra Ecosystems. *Journal of Remote Sensing of Environment*, No 89, pp 281–308.

Strom, K. M, (1931). Fetovatn: A physiographic and biological study of a mountain lake. *Arch. Hydrobiol.* 22: 491-536.

Strzepek K, Schlosser, A et al, 2012. Modeling Water Resource Systems under Climate Change: IGSM-WRS. Report No. 236. Joint Program on the Science and Policy of Global Change, 57p.

Sukhdev P, (2008). L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport d'étape de la Commission européenne, pp 68.

Sun G et al_Forest and Water Relationships: Hydrologic Implications of Forestation Campaigns in China. Pp32.

Systech (2005). "Creating a WARMF 6.1 Application Using a BASINS 3.1 Delineation: A User's Guide." Systech Water Resources, Inc., Walnut Creek, CA.

Systech Engineering, (2007). Creating a WARMF 6.2 Application: Using a BASINS 3.1 Delineation. A User's Guide, pp. 19-24.

Szolgay J, (2004). Multilinear flood routing using variable travel-time. Discharge relationships on the Hron river. *Journal of Hydrol. Hydromech.*, Vol. 52, No. 4, pp. 303–316.

Terrel N et al, (2006). Diagnostic du Site Natura 2000 « Basse Vallée du Doubs (39) ». Document d'objectifs de gestion du site européen n° FR 430 1323 / FR 431 2007. Réseau Natura 2000, pp 332.

Tessema S.M, 2011. Hydrological modeling as a tool for sustainable water resources management: a case study of the Awash River basin. TRITA LWR.LIC 2056, 38p.

Thomson E. A., Luoma S. N., Cain D. J. and Johansson C. E. (1980) The effect of sample storage on the extraction of Cu, Zn, Fe, Mn and organic material from oxidized estuarine sediments.

Timina J et Bertin M, (2012). Vulnérabilité des ressources en eau face au changement climatique en Alsace : Synthèse de l'état des lieux de connaissance. DREAL Alsace – Région Alsace, 41p.

Tipping E, Lawlor A.J and al, (2006). Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: Heavy metals. *Environmental Pollution*, Vol. 141, Issue 1, pp. 139–150

Tobler W. R., 1979. Cellular geography. In *Philosophy in Geography*, S. Gale and G. Olsson, eds., D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Netherlands, pp 379-386.

Torrens, P.M., (2000), How Cellular Models of Urban Systems Work, WP-28, Report, Centre for Advanced Spatial Analysis, University College London, London.

Torrens, P.M., (2006), Simulating Sprawl, *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 96, No.2, 248-275.

Tou, J. T. and Gonzalez R. C, (1974). *Pattern Recognition Principles*, 377p. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts (Cité par ITT. Inc., 2008).

Toussaint J Y et al, (2012). Zone Atelier bassin du Rhône. Rapport Annuel 2011 du CNRS, pp 50.

Tranvik L.J, Downing J.A et al, (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr*, Vol. 54, No. 6, part 2, p.2298–2314. Published by the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Trautsohl I, 1969. Recherches sur les climats du Jura français. *Annales de Géographie*, t. 78, n°428, pp. 405-434.

Trottier J., 2008. Water crises: political construction or physical reality? *Contemporary Politics*, 14 (2), 197-214.

Tso B and Mather P.M, (2001). *Classification Methods for Remotely Sensed Data*. London: Taylor & Francis.

Turner W et al, (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Revue of TRENDS in Ecology and Evolution*, Vol.18, No.6, pp 306-314.

Ulrich E et Bonneau M, (1993). Etat nutritionnel des peuplements du réseau RENECOFOR. *Livre de RENECOFOR*, pp. 51-56.

Ulrich E, (1995). Le réseau RENECOFOR : Objectifs et Réalisation. Revue Forêts de France, No. XLVII, pp 107-124.

Usali N and Ismail M.H, 2010. Use of Remote Sensing and GIS in Monitoring Water Quality. Journal of Sustainable Development. Vol. 3, No. 3, p 228-238. ISSN 1913-9063.

Valero M, 2009. Région de Franche-Comté: Hydrologie et Climatologie. Météo-France. 103p.

Van Griensven A et Bauwens W, (2003). River Water Management for the Senne River Basin (Belgium). European Water, Vol. 1, No. 2, pp. 9-12.

Varado N, (2004). Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au bassin versant de la Donga, au Bénin. Thèse de l'INPG, spécialité « Terre Univers Environnement », 321p.

Veldkamp A., Lambin E. F., 2001. Predicting land-use change. Agriculture, Ecosystems, and Environment, Vol. 85, N°1-3, pp. 1-6.

Venetis C, (1969). A study of the recession of unconfined aquifers. Bull. Int. Assoc. Sci. Hydrol, Vol. 14, No. 4, pp. 119-125.

Verdier M et Réju E., (2012). L'Europe se prépare à la sécheresse. La Croix, No 39236, pp 2-3.

Verot M et al, (2003). Eau et aménagement du territoire en RMC. Guide technique N°8 du bassin Rhône, Méditerrané et, pp 84.

Villeneuve J. P, Hubert P et al, (1998). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. Revue des sciences de l'eau, vol. 11, p. 19-39.

Vol. 31, pp 247-259.

Wang J, Yang H et al, (2011). The coupled routing and excess storage (CREST) distributed hydrological model. Hydrological Sciences Journal, Vol. 56, No. 1, pp. 84-97.

Warren, A., D. Rolland et I. Laurion. 2010. L'eutrophisation des plans d'eau sur le territoire du Séminaire de Québec : Sources de perturbation, impacts associés à l'exploitation forestière, mesures de protection et de restauration, qualité de l'eau et risque associé aux cyanobactéries. INRS rapport no R1202, 54 pages.

Weatherhead E.K, Howden N.J.K, (2009). The relationship between land use and surface water resources in the UK. Journal of Land Use Policy. Elsevier, Vol 26S, pp 243-250.

Western A.W. & Blöschl G, (1999). On the spatial scaling of soil moisture. Journal of Hydrology, Vol.217 (3-4), p.203-224.

Wetzel R.G. (1992) Gradient-dominant ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems, Hydrobiologia 229, pp. 181-198.

William JR. 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. Transactions of the AS AE 12(1), 100-103.

Wilson J.P, Mitasova H and Wright D.J, 2000. Water Resource Applications of Geographic Information Systems. URISA Journal • Vol. 12, No. 2, p 61-79.

Woodward D.E et Moody H.F, (2007). Chapter 19: Transmission Losses. In Soil Conservation Service. National engineering handbook, section 4 : hydrology. U.S. Government SPrinting Office, Washington, DC, No. 210-VI-NEH, pp. 19-1-19-21.

Wooldridge M., 1999. Intelligent Agents. In Multiagent Systems: a Modern Approach to Distributed Artificial Intelligence, Weiss G. ed., MIT Press, Cambridge, MA, pp 27-77.

Wu Y, Huang J et al., 2012. Simulation of Land Use/Cover Change for Wuhan City Based on GIS and CA. *Journal of Convergence Information Technology (JCIT)*, Volume7, Number1, p. 253-260. doi:10.4156/jcit.vol7.issue1.31.

WWF, (2010). Connaître l’empreinte de l’eau. Newsletter Empreinte Écologique n°7, pp 17.

Xie Y et al, (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*. Vol11, No 1, P 9–23.

Xiong Liu, (2002). Supervised Classification and Unsupervised Classification. ATS 670 Class Project Report. <https://www.cfa.harvard.edu>.

Yang, X., and Lo, C.P., (2003), Modeling Urban Growth and Landscape Changes in the Atlanta Metropolitan Area, *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 17, 463–488.

Yuan H et al, (2009). An Automated Artificial Neural Network System for Land Use/Land Cover Classification from Landsat TM Imagery. *Journal of Remote sensing* ISSN 2072-4292, Vol 1, pp 243-265.

Zafariou O.C., J. Jousset-Dubien, R.G. Zepp and R.G. Zika (1984) Natural waters Photochemistry, *Environmental Science and Technology* 18, pp. 358A–371A.

Zhang. J, (2009). A comparison of land cover classification methods based on remote sensing and GIS technologies. *IEEE*. ISSN: 978-1-4244-4994-1/09/, pp. 6.

Zhou L et Yang X, (2008). Use of Neural Networks for Land Cover Classification from Remotely Sensed Imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Vol XXXVII, Part B7-4, pp 575-578. ISPRS XXIth Congress, Beijing.

Liste des figures

Figure 1. 1 : Le système technique d'un SIG	21
Figure 1. 2 : Cadre géographique du bassin versant de l'Ain.....	23
Figure 1. 3 : Les grandes unités structurales du bassin versant de l'Ain.....	25
Figure 1. 4 : Hydrographie du bassin versant de l'Ain	27
Figure 1. 5 : Cumul annuel des précipitations du bassin versant de l'Ain.....	29
Figure 1. 6 : Scénarios du réchauffement pour la France.....	33
Figure 2. 1: Organigramme de la méthode de classification supervisée.....	42
Figure 2. 2 : Carte des sites d'observation des catégories de l'occupation du sol	44
Figure 2. 3 : Clés d'interprétation des catégories de l'occupation du sol sur l'image 2010 ..	50
Figure 2. 4 : Echantillons définis pour la classification de l'occupation du sol de 2010	51
Figure 2. 5 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 1975	54
Figure 2. 6 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 1992	55
Figure 2. 7: Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 2000	56
Figure 2. 8 : Réflectance spectrale des catégories de l'occupation du sol de 2010.....	57
Figure 2. 9: Cartes de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 1975 et 1992.....	60
Figure 2. 10: Cartes de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 2000 et 2010.....	61
Figure 2. 11 : Répartition de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain de 2010	62
Figure 2. 12 : Evolution de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain.....	66
Figure 2. 13: Prédiction du changement de l'occupation du sol à l'aide du LCM	71
Figure 2. 14: Gains et pertes de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain sur la période de 1992 à 2000.....	73
Figure 2. 15: Changement net de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain entre 1992 et 2000	73
Figure 2. 16 : Contributions du changement net des catégories de l'occupation des sols.....	74
Figure 2. 17: Tendances du changement entre des catégories de l'occupation des sols de 1992 à 2000.....	75
Figure 2. 18 : Carte prédictive de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant de l'Ain ...	80
Figure 2. 19 : Carte prédictive de l'occupation du sol pour 2020 et 2030 du bassin versant de l'Ain.....	83
Figure 2. 20 : Evolution de l'occupation du sol de 1975 et 2030.....	84
Figure 3. 1: Architecture globale du Modèle WARMF.....	93
Figure 3. 2 : Principales de la modélisation hydrologique du modèle WARMF	94
Figure 3. 3 : Carte typologique des sols du bassin de l'Ain	100
Figure 3. 4: Influence du changement du coefficient de Manning sur le débit.....	108
Figure 3. 5: Influence du changement du coefficient de précipitations sur le débit.....	109
Figure 3. 6: Influence du changement du stockage de rétention sur le débit.....	109
Figure 3. 7: Influence du changement de la conductivité hydraulique verticale sur le débit	110
Figure 3. 8: Débits journaliers observés et simulés du bassin du Hérisson à Doucier.....	114
Figure 3. 9: Corrélation entre les débits observés et simulés du Hérisson à Doucier	114
Figure 3. 10: Courbes des débits observés et simulés à la station du Cernon (à l'aval du barrage de Vouglans).....	119
Figure 3. 11: Corrélation entre les débits observés et simulés à la station du Cernon.....	119
Figure 3. 12: Evolution des débits à Doucier	123
Figure 3. 13 : Evolution des débits à Chazey-sur-Ain	123
Figure 3. 14: Evolution du volume d'eau du lac d'Ilay	124
Figure 3. 15: Analyse comparative des volumes d'eau du lac de Vouglans.....	124
Figure 3. 16 : Evolution des débits du bassin versant du Hérisson due au changement climatique	129

<i>Figure 3. 17 : Effet du changement climatique sur l'évolution des débits du bassin versant de l'Ain</i>	129
<i>Figure 3. 18: Effet combiné du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'hydrologie du Hérisson à Doucier</i>	130
<i>Figure 3. 19 : Double impact du changement de l'occupation du sol et du changement climatique sur l'évolution hydrologique du bassin versant de l'Ain</i>	131
<i>Figure 4. 2: Teneurs en oxygène des différents lacs</i>	139
<i>Figure 4. 2 : Degré d'anaérobiose des principaux lacs du Jura</i>	140
<i>Figure 4. 3 : Profils verticaux de la température du lac d'Ilay</i>	144
<i>Figure 4. 4 : Profils verticaux de la température du lac de Bonlieu</i>	144
<i>Figure 4. 5 : Profils verticaux de la température du lac Narlay</i>	145
<i>Figure 4. 6 : Températures observées et simulées de surface du lac d'Ilay</i>	145
<i>Figure 4. 7 : Variation de la température journalière de surface du lac de Bonlieu</i>	146
<i>Figure 4. 8 : Température journalière de surface du lac de Narlay</i>	146
<i>Figure 4. 9 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac d'Ilay</i>	148
<i>Figure 4. 10 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac de Bonlieu</i>	148
<i>Figure 4. 11 : Profils verticaux de l'oxygène dissous du lac de Narlay</i>	148
<i>Figure 4. 12 : Variations journalières et mensuelles de l'oxygène dissous au fond du lac d'Ilay (22m)</i>	149
<i>Figure 4. 13 : Simulation du taux d'oxygène au fond du lac d'Ilay (22m)</i>	150
<i>Figure 4. 14: Comparaison entre l'oxygène dissous observé et simulé du lac d'Ilay</i>	151
<i>Figure 4. 15 : Oxygène dissous journalier de la surface du lac de Bonlieu</i>	152
<i>Figure 4. 16 : Variation de l'oxygène dissous de la surface du lac de Narlay</i>	152
<i>Figure 4. 17 : Comparaison entre les pH observé et simulé de surface du lac d'Ilay</i>	153
<i>Figure 4. 18 : Variation du pH journalier de surface du lac de Bonlieu</i>	154
<i>Figure 4. 19 : Analyse comparative des pH observés et simulés de surface du lac de Narlay</i>	154
<i>Figure 4. 20 : Résultat de la simulation de la température de la rivière Hérisson (à Doucier)</i>	155
<i>Figure 4. 21 : Résultat de la simulation de la température de l'Ain (à Saint-Maurice de Gourdans)</i>	156
<i>Figure 4. 22 : Analyse comparative des taux d'oxygène simulés et observés de la rivière Hérisson (à Doucier)</i>	157
<i>Figure 4. 23 : Analyse comparative des taux d'oxygène simulés et observés de l'Ain (à Saint-Maurice de Gourdans)</i>	157
<i>Figure 4. 24 : pH journalier du Hérisson à Doucier</i>	158
<i>Figure 4. 25 : pH journalier de l'Ain à Saint-Maurice de Gourdans</i>	159
<i>Figure 4. 26 : Analyse comparée du taux de carbone organique de l'Ain (à Conte)</i>	160
<i>Figure 4. 27: Carbone organique dissous journalier du Hérisson à Doucier</i>	160
<i>Figure 4. 28: Carbone organique dissous de la Bienne (à Jeurre)</i>	161
<i>Figure 4. 29 : Teneurs en carbone organique observées et simulées de la rivière Suran (à Neuville-sur-Ain)</i>	161
<i>Figure 4. 30 : Variation du taux de carbone organique de l'Ain à Saint-Maurice de Gourdans</i>	162
<i>Figure 4. 31 : Evolution des taux de carbone organique et d'oxygène du lac d'Ilay</i>	163
<i>Figure 4. 32 : Evolution des teneurs en carbone organique au fond du lac d'Ilay pour les scénarii de l'occupation des sols</i>	164
<i>Figure 4. 33 : Evolution des taux de carbone organique au fond du lac de Bonlieu pour les scénarii de l'occupation des sols</i>	165
<i>Figure 4. 34 : Evolution des taux de carbone organique au fond du lac de Narlay</i>	165

<i>Figure 4. 35 : Comparaison du taux d'oxygène au fond du lac d'Ilay pour les scénarii de l'occupation des sols</i>	166
<i>Figure 4. 36 : Variation du taux d'oxygène au fond du lac de Bonlieu</i>	166
<i>Figure 4. 37 : Comparaison du taux d'oxygène au fond du lac de Narlay pour les scénarii de l'occupation des sols</i>	166
<i>Figure 4. 38 : Evolution mensuelle des taux de carbone organique des rivières de l'Ain (a) et Hérisson (b)</i>	168
<i>Figure 4. 39 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène des rivières</i>	168
<i>Figure 4. 40 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène du lac d'Ilay due au changement climatique</i>	169
<i>Figure 4. 41 : Evolution du taux d'oxygène du lac de Bonlieu due au changement climatique</i>	169
<i>Figure 4. 42 : Taux d'oxygène du lac de Narlay pour les scénarii climatiques</i>	170
<i>Figure 4. 43 : Evolution mensuelle du taux d'oxygène de la rivière de l'Ain (a) et du Hérisson (b) due au changement climatique</i>	171

Liste des tables

<i>Table 1. 1 : Teneur en matière organique des eaux de certains cours d'eau en France</i>	12
<i>Tableau 2. 1: Ensemble des scènes utilisées pour le bassin versant de l'Ain</i>	43
<i>Tableau 2. 2 : Photographie des catégories de l'occupation du sol</i>	45
<i>Tableau 2. 3 : Types de catégorie de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain</i>	49
<i>Tableau 2. 4 : Description des échantillons pour la classification de l'occupation du sol de 2010</i>	50
<i>Tableau 2. 5: Critères des valeurs de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita pour des échantillons</i>	51
<i>Tableau 2. 6: Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatETM+ de 2010</i>	52
<i>Tableau 2. 7 : Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatETM+ de 2000</i>	52
<i>Tableau 2. 8: Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatTM</i>	53
<i>Tableau 2. 9 : Coefficients de Divergence Transformé et de Jeffries-Matusita des échantillons pour l'image LandsatMSS</i>	53
<i>Tableau 2. 10 : Matrice de corrélation des spectres de l'image LandsatMSS pour le bassin versant de l'Ain</i>	55
<i>Tableau 2. 11: Matrice de corrélation des spectres de l'image LandsatTM pour le bassin versant de l'Ain</i>	55
<i>Tableau 2. 12 : Matrice de corrélation des spectres de l'image Landsat ETM + (2000) pour le bassin versant de l'Ain</i>	56
<i>Tableau 2. 13: Matrice de corrélation des spectres de l'image Landsat ETM + (2010) pour le bassin versant de l'Ain</i>	56
<i>Tableau 2. 14 : Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol de 1975</i>	58
<i>Tableau 2. 15 : Matrice de confusion pour la carte de l'occupation du sol de 1992</i>	58
<i>Tableau 2. 16 : Matrice de confusion pour la carte de l'occupation du sol de 2000</i>	59
<i>Tableau 2. 17 : Matrice de confusion pour la classification de l'occupation du sol de 2010</i>	59
<i>Tableau 2. 18 : Précision globale des cartes de l'occupation des sols</i>	59
<i>Tableau 2. 19. Changement de l'occupation du sol entre 1975 et 1992</i>	64
<i>Tableau 2. 20. Changement de l'occupation du sol entre 1992 et 2000</i>	64
<i>Tableau 2. 21. Changement de l'occupation du sol entre 2000 et 2010</i>	65
<i>Tableau 2. 22: Changement de l'occupation du sol de 1975 à 2010</i>	66
<i>Tableau 2. 23: Données utilisées dans le cadre du processus de modélisation prédictive de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain</i>	70
<i>Tableau 2. 24: Coefficients de Cramer's V des variables explicatives</i>	77
<i>Tableau 2. 25 : Valeurs optimales utilisés pour le calage du sous-modèle de transition</i>	78
<i>Tableau 2. 26: Résultats obtenus d'après le calage du sous-modèle de transition</i>	78
<i>Tableau 2. 27 : Matrice des probabilités de transition de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant de l'Ain</i>	80
<i>Tableau 2. 28 : Précision de la validation entre les cartes réelles et prédictives de 2010</i>	81
<i>Tableau 2. 29 : Matrice des probabilités de transitions de l'occupation du sol pour 2030</i>	82
<i>Tableau 2. 30 : Analyse du changement de l'occupation des sols de 1975 à 2030</i>	84
<i>Tableau 3. 1. Données nécessaires pour la modélisation hydrologique</i>	98
<i>Tableau 3. 2: Résultats du traitement des échantillons des sols</i>	99
<i>Tableau 3. 3 : Données physiques pour les sous-bassins versants</i>	101
<i>Tableau 3. 4 : Coefficient de Manning pour l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain</i>	101
<i>Tableau 3. 5 : Distributions de l'occupation du sol de 2010 du bassin versant du Hérisson</i>	102

<i>Tableau 3. 6 : Paramètres hydrologiques du sol utilisés pour la modélisation hydrologique des bassins versants du Hérisson et de l'Ain</i>	102
<i>Tableau 3. 7 : Paramètres pour les rivières dans le WARMF</i>	104
<i>Tableau 3. 8: Critères de la calibration du modèle pour la modélisation hydrologique</i>	106
<i>Tableau 3. 9: Paramètres d'analyse statistique comparative des données simulées et observées..</i>	106
<i>Tableau 3. 10: Sensibilité du débit à la variation des différents paramètres hydrologiques</i>	108
<i>Tableau 3. 11: Analyse comparative de l'erreur de la modélisation des débits de la rivière Hérisson (à Doucier) pour les deux échelles.....</i>	111
<i>Tableau 3. 12: Coefficients météorologiques des lacs du bassin versant du Hérisson</i>	112
<i>Tableau 3. 13: Coefficients du modèle utilisés pour le calage hydrologique du bassin versant du Hérisson</i>	113
<i>Tableau 3. 14: Résultats statistiques des volumes du Hérisson à Doucier.....</i>	115
<i>Tableau 3. 15: Analyse statistique entre les débits simulés et observés du Hérisson à Doucier...</i>	115
<i>Tableau 3. 16: Coefficients météorologiques des lacs du bassin versant de l'Ain</i>	116
<i>Tableau 3. 17: Coefficients de calage hydrologique du modèle pour le bassin de l'Ain sur la base de la station météorologique à Frasnais</i>	117
<i>Tableau 3. 18: Coefficients de calage hydrologique du modèle pour le bassin de l'Ain sur la base de la station météorologique à Pont d'Ain</i>	118
<i>Tableau 3. 19: Résultat du traitement statistique appliqué aux volumes journaliers à la station du Cernon</i>	120
<i>Tableau 3. 20: Analyse comparative entre les débits simulés et observés pour l'Ain à Cernon .</i>	120
<i>Tableau 3. 21: Evaluation de la précision de la modélisation hydrologique aux emplacements de calibration pour le bassin versant de l'Ain</i>	121
<i>Tableau 3. 22: Relation entre le taux du changement de forêt et l'évolution des débits du bassin du Hérisson</i>	125
<i>Tableau 3. 23: Relation entre le taux du changement de forêt et l'évolution des débits du bassin de l'Ain.....</i>	125
<i>Tableau 3. 24: Impact du changement de l'occupation des sols sur l'évolution des débits du bassin versant de l'Ain</i>	126
<i>Tableau 4. 1 : Résultats de la diagnose rapide effectuée aux lacs de Narlay et d'Ilay entre 2002 et 2003.....</i>	137
<i>Tableau 4. 2 : Teneurs de matière organique des sédiments et consommation en oxygène des lacs du Jura</i>	137
<i>Tableau 4. 3 : Résultat de la corrélation entre les COS et les principaux facteurs géographiques du lac et de son bassin versant</i>	141
<i>Tableau 4. 4 : Production de litière des peuplements forestiers (kg/m²/mois)</i>	142
<i>Tableau 4. 5. Teneurs foliaires des peuplements forestiers</i>	142
<i>Tableau 4. 6 : Coefficients de la demande en oxygène des sédiments des lacs du bassin versant de l'Ain</i>	143
<i>Tableau 4. 7 : Coefficients de corrélation entre la température simulée et observée des lacs du bassin versant de l'Ain</i>	147
<i>Tableau 4. 8 : Durée de la déplétion en oxygène au fond du lac d'Ilay</i>	150
<i>Tableau 4. 9 : Durée de déplétion en oxygène au fond des lacs du Jura.....</i>	151
<i>Tableau 4. 10 : Coefficients de corrélation entre OD simulé et observé des lacs du bassin versant de l'Ain</i>	153
<i>Tableau 4. 11 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des lacs du bassin versant de l'Ain</i>	155
<i>Tableau 4. 12 : Coefficients de corrélation entre les températures simulées et observées des rivières.....</i>	156
<i>Tableau 4. 13 : Coefficients de détermination entre l'OD simulé et observé des rivières</i>	158

<i>Tableau 4. 14 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des rivières</i>	<i>159</i>
<i>Tableau 4. 15 : Coefficients de corrélation entre le pH simulé et observé des rivières</i>	<i>162</i>
<i>Tableau 4. 16 : Evolution du nombre du jour de déplétion d'oxygène au fond des lacs due au changement de l'occupation des sols</i>	<i>167</i>
<i>Tableau 4. 17 : Evolution du nombre du jour de déplétion d'oxygène au fond des lacs due au changement climatique.....</i>	<i>170</i>

ANNEXE

Annexe A : Informations des échantillons pour la classification de l'occupation des sols du bassin versant de l'Ain

Tableau 1 : Description des échantillons pour la classification de l'occupation du sol de 1975

Nom du RDI	Couleur	Code de couleur [RGB]			Nombre de pixel	Nombre de polygone
Forêt feuille 2010	Rouge	255	0	0	6134	63
Forêt conifère 2010	Vert	0	255	0	11727	172
Forêt mixte 2010	Bleu	0	0	255	6976	65
Agriculture 2010	Jaune	255	255	0	3320	74
Prairies 2010	Cyan	0	255	255	228	25
Zone humide 2010	Magenta	255	0	255	1410	22
Zones urbanisées 2010	Marron	176	48	96	3949	83
Plan d'eau 2010	Mer vert	46	139	87	1676	19
Arbustes	Chartreuse	127	255	0	175	20

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2 : Description des échantillons pour la classification de l'occupation du sol de 1992

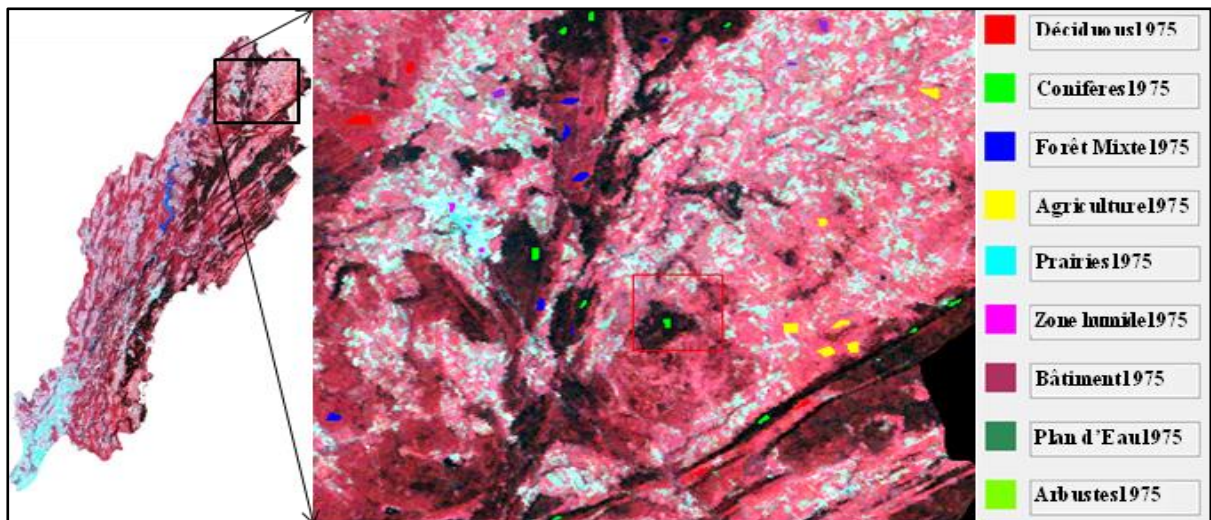
Nom du RDI	Couleur	Code de couleur [RGB]			Nombre de pixel	Nombre de polygone
Forêt feuille 2010	Rouge	255	0	0	6134	63
Forêt conifère 2010	Vert	0	255	0	11727	172
Forêt mixte 2010	Bleu	0	0	255	6976	65
Agriculture 2010	Jaune	255	255	0	3320	74
Prairies 2010	Cyan	0	255	255	228	25
Zone humide 2010	Magenta	255	0	255	1410	22
Zones urbanisées 2010	Marron	176	48	96	3949	83
Plan d'eau 2010	Mer vert	46	139	87	1676	19
Arbustes	Chartreuse	127	255	0	175	20

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 3 : Description des échantillons pour la classification de l'occupation du sol de 2000

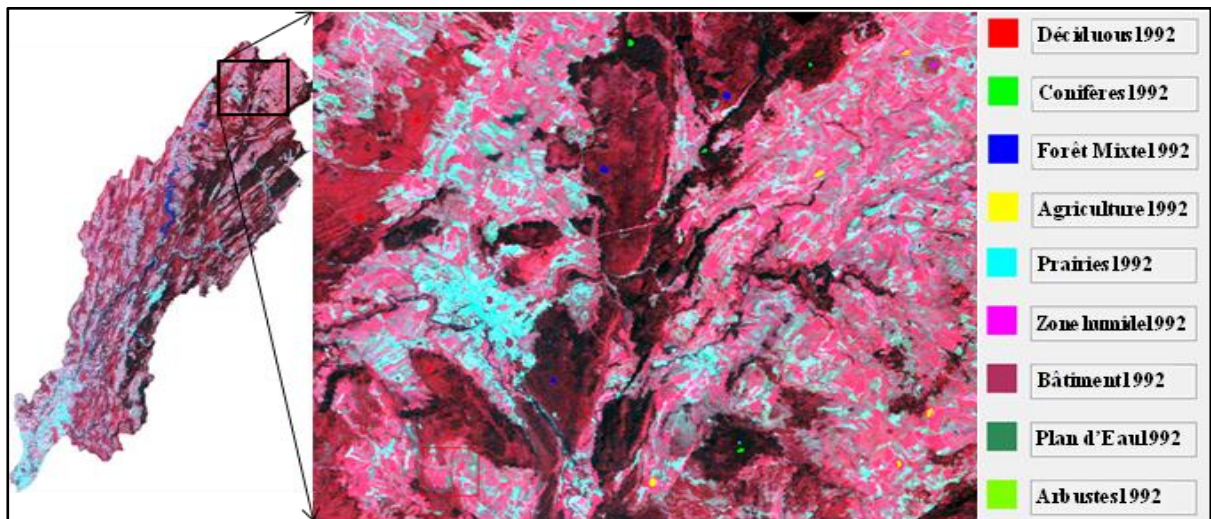
Nom du RDI	Couleur	Code de couleur [RGB]			Nombre de pixel	Nombre de polygone
Forêt feuille 2010	Rouge	255	0	0	6134	63
Forêt conifère 2010	Vert	0	255	0	11727	172
Forêt mixte 2010	Bleu	0	0	255	6976	65
Agriculture 2010	Jaune	255	255	0	3320	74
Prairies 2010	Cyan	0	255	255	228	25
Zone humide 2010	Magenta	255	0	255	1410	22
Zones urbanisées 2010	Marron	176	48	96	3949	83
Plan d'eau 2010	Mer vert	46	139	87	1676	19
Arbustes	Chartreuse	127	255	0	175	20

Source : V-T Nghiem, 2011



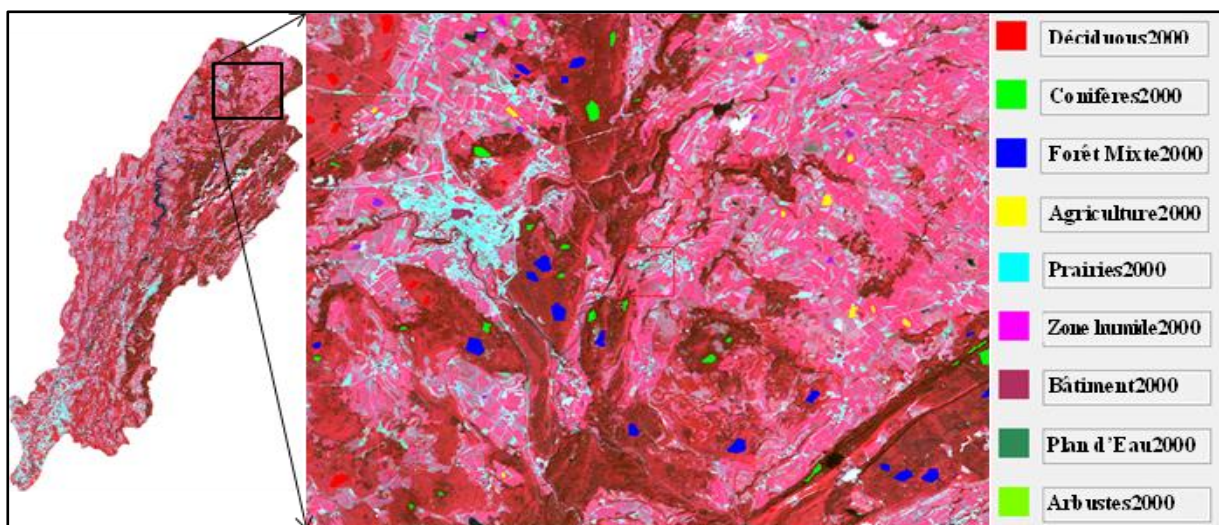
Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 1: Echantillons définis pour la classification de l'occupation du sol de 1975



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 2 : Echantillons définis pour la classification de l'occupation du sol de 1992



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 3: Echantillons définis pour la classification de l'occupation du sol de 2000

Annexe B : Transitions potentielles de l'occupation des sols et ses degrés de corrélation (ROC) pour le bassin versant de l'Ain

Transitions	ROC	Variables explicatives	Coefficient	Transitions	ROC	Variables explicatives	Coefficient
De la forêt de décidues à la forêt de conifères	0.9219	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de conifères en 1992 MNT Aspect Total précipitations Type de sols	-8.70023393 -0.00005589 -0.00004403 -0.00006929 -0.06291177 0.00338765 -0.00015873 0.26551019 -0.00031657	De l'herbe à la forêt de décidues	0.8643	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de décidues en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-3.57425376 -0.00025044 -0.00061727 -0.06985875 0.00107161 -5.04633382
De la forêt de décidues à la Forêt mixte	0.8956	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de forêt mixte en 1992 MNT Aspect Total précipitations Type des sols	-4.157402 -0.0002153 -0.00018741 0.00003813 -0.07469489 0.00158154 0.00073518	De l'herbe à la forêt de conifères	0.9324	Indépendant Distance de rivières Distance de conifères en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-7.90178313 -0.00012949 -0.00024232 -0.06755173 0.00451972 0.00335579 -0.00027565 -6.84303643
De la forêt de décidues à l'agriculture	0.9274	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 MNT Total précipitations Aspect Type des sols	-4.57279001 -0.0000699 -0.00089595 0.00003306 -0.07421064 0.00059155 5.83199235 -0.00237928	De l'herbe à la forêt mixte	0.8960	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de forêt mixte en 1992 Aspect MNT Total précipitations Type des sols	-3.7427717 -0.0002401 -0.00038478 0.00000036 -0.07268883 0.00319579 0.00108687 0.00066028 -4.09792778
De la forêt de décidues à l'herbe	0.8731	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance d'herbe en 1992 Aspect Pente Total précipitations MNT	-3.39657938 -0.00038666 -0.00037308 0.00005049 -0.07158367 -0.00062478 0.00067029	De l'herbe à l'agriculture	0.9845	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 Aspect MNT Total précipitations	-3.7061731 -0.00009346 -0.00104524 -0.00001454 -0.08086583 -0.00057473 -0.00031337 13.648934

		Type des sols				Type des sols Pente	
De la forêt mixte à la zone humide	0.8648	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance d'agriculture en 1992 Total précipitations Type des sols	-5.0844488 -0.00039556 -0.00033806 0.00003336 -0.0604765 -0.00017948	De l'herbe au bâtiment	0.9393	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de bâtiment en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-4.81674309 -0.00021884 -0.00337357 -0.00027592 -0.06554453 0.00108684
De la forêt mixte à la zone de sol-nu	0.8610	Indépendant Distance de rivières Distance de sol-nu en 1992 Aspect Type des sols Total précipitations	-5.9758709 -0.00047752 -0.06271358 0.00096003 0.00068033 -0.0012133	De l'herbe à la zone humide	0.8569	Indépendant Distance de rivières Distance de en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-2.64331668 -0.00055863 -0.00065573 -0.07186508 -0.00010334 -5.44858665
De la forêt de conifères à la forêt de décidues	0.9507	Indépendant Distance de décidues en 1992 MNT Type des sols Total précipitations	-8.67108806 0.00009471 -0.00038186 -0.0000805 -0.05700872 0.00266419	De l'herbe au sol-nu	0.8606	Indépendant Distance de rivières Distance de sol-nu en 1992 MNT Pente Total précipitations Type des sols	-4.27174806 -0.00027167 -0.00068521 -0.06850765 0.00140479 0.00012977 -5.93061771
De la forêt de conifères à la forêt mixte	0.9885	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de forêt mixte en 1992 Aspect MNT Total précipitations Type des sols	-7.53156797 -0.00021841 0.00016559 -0.00004691 -0.07863678 0.00420082 0.00446371	De la zone humide à la forêt de décidues	0.9853	Indépendant Distance de rivières Distance de décidues en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-5.69434728 -0.00035685 -0.00039676 -0.05867201 0.00478152 -40.8932986
De la forêt de conifères à l'agriculture	0.9885	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 Aspect MNT	-8.92259891 -0.00010968 -0.00048698 -0.00003903 -0.05402252 0.0026101 0.00332967	De la zone humide à la forêt de conifères	0.9925	Indépendant Distance de rivières Distance de conifères en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations	-8.01451911 -0.00033242 0.00000139 -0.06578614 0.00592352 0.00537964 -0.00050377

		Total précipitations Type des sols	-0.02711408 -7.53583543			Type des sols	-42.3536412
De la forêt de conifères à l'herbe	0.9915	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'herbe en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-6.46704448 -0.00036596 -0.00003612 -0.00018045 -0.06327759 0.0022445 0.00255103 -0.0001456 -10.5627077	De la zone humide à la forêt mixte	0.9894	Indépendant Distance de rivières Distance de forêt mixte en 1992 Aspect MNT Total précipitations Type des sols	-6.08632974 -0.00037504 -0.00004274 -0.05259479 0.0026484 0.00586615 -49.5904715
De la forêt de conifères à la zone humide	0.9838	Indépendant Distance de zone humide en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-8.37375852 -0.000213 -0.00010201 -0.00004062 -0.06882852 0.00391422 0.00434035 -0.02310807 -16.7127014	De la zone humide à l'agriculture	0.9848	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-2.84831617 -0.00033319 -0.00092365 0.00005113 -0.03938283 0.00396525 0.00325247 -0.00215082 -41.8817767
De la forêt de conifères au sol-nu	0.9875	Indépendant Distance de rivières Distance de sol-nu en 1992 Aspect Total précipitations Type des sols Distance de routes	-6.48368801 -0.00029199 0.00009898 -0.00008523 -0.07167653 0.00248144 0.00415038 -0.00035125 -13.5070529	De la zone humide à l'herbe	0.9834	Indépendant Distance de rivières Distance d'herbe en 1992 Aspect MNT Total précipitations Type des sols	-3.87759559 -0.000343 -0.00056383 -0.06427029 0.00473377 0.00318236 -39.354679
De la forêt mixte à la forêt de décidues	0.8954	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de décidues en 1992 MNT Type des sols	-6.32491994 -0.00018139 -0.00018181 -0.00001213 -0.06622239 -0.00097428 0.00256734 0.0000324	De la zone humide au bâtiment	0.9859	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de bâtiment en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-6.09418902 -0.00050645 -0.00128953 -0.00033177 -0.06133663 0.00146628

			0.7189059				
De la forêt mixte à la forêt de conifères	0.9795	Indépendant Distance de rivières Distance de conifères en 1992 MNT Aspect Total précipitations Type des sols	-7.37920866 -0.00021008 0.00015781 -0.00002192 -0.07916135 0.00285444 0.00414021 0.00010033 0.80665271	De la zone humide au sol-nu	0.9893	Indépendant Distance de rivières Distance de sol-nu en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-6.30953449 -0.0002223 -0.00038533 -0.06317545 0.00509769 -39.698758
De la forêt mixte à l'agriculture	0.9820	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-75.9057507 -0.0000576 -0.00101964 -0.000139 -0.27116961 -0.00135307 -0.00078644 -0.02302372 419.423662	Du bâtiment à l'agriculture	0.9561	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 MNT	-2.23759854 -0.00030463 -0.00384785 -0.00023924 -0.07143385 -0.00094045
De la forêt mixte à l'herbe	0.9525	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'herbe en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-5.8633083 -0.0003356 -0.00016377 0.0000195 -0.06757722 0.00370995 0.00090396 0.00017883 0.39572099	De l'eau à la forêt mixte	0.9946	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de sol-nu en 1992 Aspect MNT Total précipitations	-2.13644535 -0.00207815 -0.00075724 0.0815484 0.00307953 0.00413814 -247.085199
De la forêt mixte à la zone humide	0.9731	Indépendant Distance de rivières Distance de zone humide en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-7.64986661 -0.00023878 -0.00034415 0.00002857 -0.06182513 0.00099592 0.00197858 0.00000761 0.30245647	De l'eau à l'agriculture	0.9917	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'agriculture en 1992 MNT Total précipitations	-3.88772466 -0.00045416 -0.00105463 -0.00014713 0.08664601 0.0034441 -141.145945

De la forêt mixte au sol-nu	0.8860	Indépendant Distance de rivières Distance de sol-nu en 1992 Aspect Type des sols MNT	-6.08727341 -0.00026104 -0.00004698 -0.00000935 -0.06777153 0.00028405 0.00223738 -0.00066714 0.67612502	De l'eau à l'herbe	0.9910	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance d'herbe en 1992 MNT Total précipitations	-3.76837194 -0.00108895 -0.00070877 -0.00004288 -0.00012385 0.00328906 -147.65065
De l'agriculture à la forêt de décidues	0.9426	Indépendant Distance de rivières Distance de décidues en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-81.118727 0.00014861 0.00038776 -0.00000139 0.10238197 -0.00238215 -0.00080077 0.00258013 266.287516	Du sol-nu à la forêt de conifères	0.9555	Indépendant Distance de rivières Distance de conifères en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-6.05603568 -0.00023472 -0.00002408 -0.07987395 0.00718805 0.00370546 0.00072977 -15.333127
De l'agriculture à la forêt de conifères	0.9761	Indépendant Distance de conifères en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-68.9967679 -0.00002219 0.00025752 0.00004276 0.07133384 0.00508575 0.00355447 0.00174347 202.972296	Du sol-nu à la forêt de décidues	0.9029	Indépendant Distance de rivières Distance de décidues en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-4.93278481 -0.00040192 -0.00062753 -0.06222823 0.0014192 -10.2454661
De l'agriculture à la forêt mixte	0.9503	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de forêt mixte en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-60.322856 0.00000209 0.0004117 -0.00001566 0.0051648 0.00092544 0.00055184 0.00155955 191.225624	Du sol-nu à la forêt mixte	0.9288	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de forêt mixte en 1992 Aspect MNT Total précipitations Type des sols	-4.04516505 -0.00031692 -0.00025678 -0.07153784 0.00487541 0.00201663 -10.4586753
De l'agriculture à l'herbe	0.9451	Indépendant Distance de rivières	-58.098863 -0.00006632	Du sol-nu à l'agriculture	0.9165	Indépendant Distance de rivières	-1.38797961 -0.00012195

		Distance de routes Distance d'herbe en 1992 MNT Type des sols	0.00019596 0.00005795 0.03458683 0.00053707 0.00042398 0.00171337 187.74627			Distance de routes Distance d'agriculture en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-0.00174278 -0.00005111 -0.07553937 -0.00099598 -0.00093896 0.42040308
De l'agriculture à la zone humide	0.9416	Indépendant Distance de rivières Distance de zone humide 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-59.8475317 -0.00006983 0.00017725 0.0000244 0.12343119 0.00038518 191.528594	Du sol-nu à l'herbe	0.9152	Indépendant Distance de rivières Distance d'herbe en 1992 Aspect MNT Pente Total précipitations Type des sols	-2.3570507 -0.0006598 -0.0008102 -0.06916242 0.00011986 0.00075471 -8.97807591
De l'agriculture au bâtiment	0.9636	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de bâtiment en 1992 MNT Type des sols	-1.50228312 -0.00014748 -0.00296816 -0.00027274 -0.07477359 -0.0013534	Du sol-nu à la zone humide	0.9043	Indépendant Distance de rivières Distance d'herbe en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-3.3881653 -0.00039914 -0.00132862 -0.06880395 0.00038067 -11.2229149
De l'agriculture à l'eau	0.9382	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance d'eau en 1992 MNT Distance de villes	-45.6743028 -0.0017841 0.00030915 -5.67480174 138.152739	Du sol-nu au bâtiment	0.9524	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de villes Distance de bâtiment en 1992 Aspect MNT Type des sols Total précipitations	-0.23450499 -0.00027641 -0.00344022 -0.00035603 -0.07920607 -0.00035657 -0.00039524 -12.8161377
De l'agriculture au sol-nu	0.9505	Indépendant Distance de rivières Distance de routes Distance de sol-nu en 1992 MNT Total précipitations Type des sols	-50.6139466 -0.00000611 0.00023295 0.02270718 0.00125644 154.614107	Du sol-nu à l'eau	0.9244	Indépendant Distance de rivières Distance d'eau en 1992 MNT Total précipitations	-4.1646147 -0.00175402 -0.00041656 -0.06132937 -0.00178264 -9.24464311

Source : V-T Nghiem, 2011

Annexe C : Création de la carte des sols




a. Echantillonnage des sols













L'objectif de cette étape est la définition du type de sol, l'évaluation de la distribution spatiale des sols et finalement la détermination des propriétés physique (porosité, conductivité hydraulique, ...).

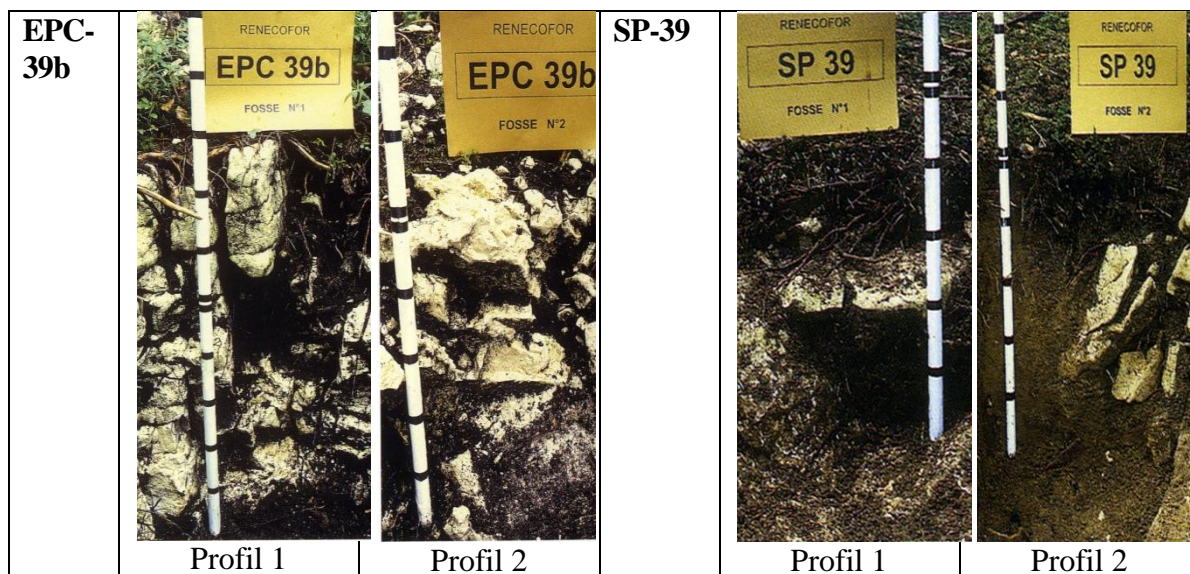
Pour effectuer les différents échantillonnages, nous avons utilisé une tarière racinaire de forme cylindrique allant jusqu'à 20cm de profondeur extensible à l'aide de tiges d'un mètre de longueur, un GPS et l'image satellite du secteur (pour la détermination de la position). La longueur des carottes extraites varient entre 20 et 40 cm de profondeur pour les sols sous les forêts et 80cm (ou plus) pour les sols agricoles, les prairies et les zones humides. Les échantillonnages ont été réalisés à plusieurs endroits pour garantir la représentativité des informations collectées.

Quelques photos des carottes des sols collectées dans le bassin versant du Hérisson qui appartient au bassin versant de l'Ain sont présentées dans le tableau 1; les caractéristiques des échantillons prélevés sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 1: Profils des sols

Code	Profil		Code	Profil	
No1-J			No2-P		
	0-20 cm	120-140 cm		0-20 cm	31-50 cm
No1			No2		

	0-20 cm	31-50 cm		0-40 cm	41-90 cm
No3	 0-50 cm	 51-100	No4	 0-20 cm	 60-80 cm
No5	 0-20 cm	 43-53 cm	No6	 0-20 cm	 21-40 cm
No7	 0-20 cm	 10-30 cm	EPC-39a	 Profil 1	 Profil 2



Source : Etude auprès des données observations sur le terrain (2011, 2012) ; Echantillons EPC-39a, EPC-39b et SP-39 : d'après RENECOFOR, 1997 (Brethes, 1997) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Tableau 2: Caractéristiques des échantillons des types de sol du bassin versant de l'Ain

Code / Coordonnées	Type du sol	Couche du sol		Epaisseur (cm)	Types de végétation	Description
		Nombre	Nom			
Echantillon : No1-J Coordonnées : 46°38'23".11 N 5°54'00".13 E	Sol Brun-noire	01	C1	60	Prairie	Le 60 cm premier est sol brun noir, avec petit caillou
	Sol Brun-claire		C2	80	Prairie	Cette couche est sol brun clair avec gros caillou (Ø≈2cm)
Echantillon : No2-P Coordonnées : 46°38'22".02 N 5°54'07".75 E	Sol Brun-claire	02	C1	34	Prairie	La première couche est le sol brun claire, pas de caillou. Racine est seulement dans le 20 cm premier (<20%)
	Argile		C2	150	Prairie	Cette couche est sol brun jaune (argile imperméable), avec gros caillou (Ø≈2cm). 0% de racine.
Echantillon : No1 Coordonnées : 46°37'58".02 N 5°53'08".58 E	Sol Brun-noir	02	C1	35	Prairie	Le 35 cm premier est le sol brun noire, pas de caillou. Racine est seulement dans le 10 cm premier (<20%)
	Sol brun-claire		C2	150	Prairie	Ce parti est le sol brun-claire (argile imperméable). 0% de racine.
Echantillon : No2 Coordonnées : 46°37'55".29 N 5°53'54".63 E	Sol Brun-noir	02	C1	60	Zone humide	Le 17 cm premier est le sol brun noire, avec de 30% racine ; le 10 cm dernier est moins de 20% de racine
	Limon fin		C2	150	Zone humide	Cette couche est le limon fin plus le sablon. Dans le sol a des matières organiques. 0% de racine.
Echantillon :	Sol Brun-noir	02	C1	60	Zone humide	Le 15 cm premier est le sol brun noire, avec de 30% racine ; le

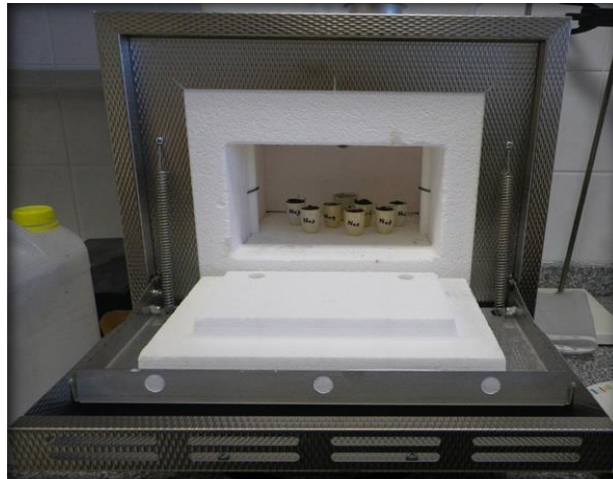
No3						12 cm dernier est moins de 20% de racine
Coordonnées : 46°37'45".83 N 5°53'45".61 E	Sol brun jaune		C2	150	Zone humide	Cette couche est le sol brun jaune (argile imperméable). 0% de racine.
Echantillon : No4	Sol Brun- claire	02	C1	60	Prairie	Les 20 cm premier sont le sol brun claire, avec le moins de 15% de racine ; les 40 cm derniers n'ont pas de racine
Coordonnées : 46°37'44".74 N 5°53'39".13 E	Sol brun jaune		C2	150	Prairie	Cette couche est le sol brun jaune (argile imperméable). 0% de racine.
Echantillon : No5	Sol Brun- claire	02	C1	42	Prairie	Les 20 cm premier sont le sol brun claire, avec le moins de 15% de racine ; les 12 cm derniers n'ont pas de racine, avec les petits cailloux.
Coordonnées : 46°37'40".30 N 5°53'25".76 E	Sol brun jaune		C2	150	Prairie	Cette couche est le sol brun jaune (argile imperméable) ; le sol est avec les petits cailloux. 0% de racine.
Echantillon : No6	Sol Brun- claire	01	C1	7	Feuillus	Les 7 cm premiers sont le sol brun claire, de 40% de racine
Coordonnées : 46°37'38".90 N 5°53'18".05 E	Sol brun claire		C1	40	Feuillus	Les 40 cm derniers est le sol brun claire, avec les petits cailloux, environ 20% de racine.
Echantillon : No7	Sol Brun- claire	01	C1	6	Feuillus	Les 6 cm premier sont le sol brun claire, de 40% de racine
Coordonnées : 46°37'24".79 N 5°53'16".07 E	Sol brun jaune	C1	C1	24	Feuillus	Les 24 cm derniers est le sol brun claire, avec les petits cailloux, environ 30% de racine.
Echantillon : EPC 39a	Sol brun- claire	01	C1	29	Conifère s	Sols développés dans des argiles de décarbonatation de calcaires durs. Présence de très nombreuses racines (30%).
Coordonnées : 46°34'47"N 5°52'37"E						
Echantillon : EPC 39b	Sol brun- claire	01	C1	43	Conifère s	Sols développés entre les blocs calcaires, sols très organiques, fortement caillouteux. . Présence de très nombreuses racines (30%).
Coordonnées : 46°31'00"N 6°03'44"E						
Echantillon : SP 39		01	C1	30	Conifère s	Sols développés sur des calcaires durs. Présence de très nombreuses racines (30%).
Coordonnées : 46°50'33"N 5°47'15"E						

Source : Etude auprès des données observations sur le terrain (2011, 2012) ; Echantillons EPC-39a, EPC-39b et SP-39 : d'après RENECOFOR, 1997 (Brethes, 1997) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

b. Analyse des paramètres des sols

L'analyse des sols au laboratoire permet de déterminer plusieurs paramètres : teneur en eau, teneur en carbone organique (CO), propriétés physiques des sols (champ de capacité du sol, la densité moyenne, infiltration, etc.).

Les valeurs de la teneur en eau et en carbone organique dans le sol ont été déterminées par chauffage dans un four (figure 1). Pour la détermination de la teneur en eau, les échantillons ont été mis au four à 105°C pendant 24h. Les résultats sont consignés dans le tableau 3.5. Après une première pesée et calcul de la teneur en eau, les échantillons ont été remis en seconde fois au four à une température de 550°C pendant 6h pour déterminer la teneur en carbone organique. Les valeurs de la teneur en carbone organique des sols sont présentées dans le tableau 3.

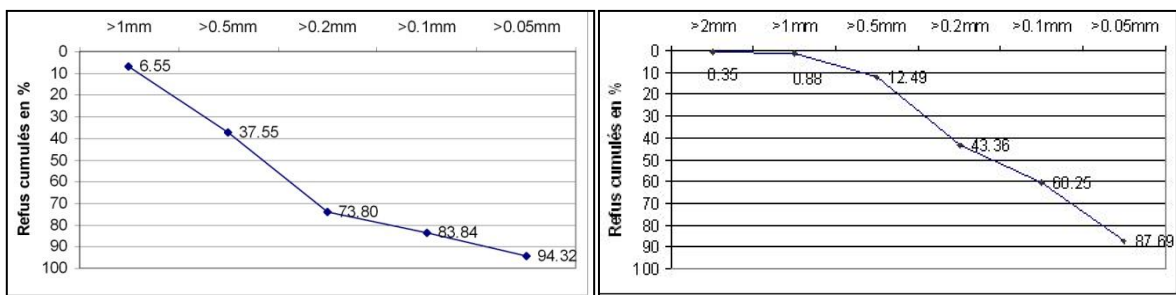


Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 1 : Analyse de la teneur en eau et en carbone organique par le four Nabertherm

Le coefficient d'infiltration des sols a été déterminé par l'utilisation de la méthode granulométrique. Cette méthode est basée sur la texture des sols et sur la granulométrie des sols. L'analyse granulométrique permet de déterminer les poids des différentes fractions de sols et leur représentation sur un graphique. Les pourcentages sont reportés sur papier logarithmique avec en abscisse la taille allant de la plus fine à la plus grossière (argiles, limons, sable fins, sable grossier, graviers, cailloux) et en ordonnées les pourcentages (figure 2)

Les résultats de l'analyse granulométrique sont présentés dans le tableau 2. Dans ce tableau, le d_{10} est le diamètre effectif à 10%. Les résultats du traitement des échantillons des sols sont reportés dans le tableau 3.



Source : V-T Nghiem, 2012

(a)-No3

(b)-No5

Figure 2 : Courbes des refus cumulés après l'analyse granulométrique des échantillons

c. Calcul de l'infiltration du sol

Le coefficient de perméabilité (infiltration) est la propriété du sol à se laisser traverser par l'eau. Elle indique la *facilité de l'infiltration* des eaux sous l'effet de gradient hydraulique. Il dépend des propriétés du sol : la taille, le taux de vide (compacité), la composition minérale, la structure et le degré de saturation. Il y a une forte corrélation entre la perméabilité et les diamètres effectifs qui représentent la taille et l'abondance de grains fins des sols [Barr, 2000; Alavez, 2009].

Il y a eu de nombreuses tentatives dans le passé pour déterminer le coefficient de perméabilité du milieu poreux sur la seule base de la taille des grains. L'une des premières méthodes est la méthode de Hazen qui reste parmi les plus utilisées. Les tests de la méthode Hazen ont été résumés par Meyer (1928) [cité par Barr, 2000]. La comparaison entre cette méthode et les autres méthodes est rendue difficile par le manque de certains facteurs à la détermination de la perméabilité. Hazen a proposé d'évaluer le coefficient de perméabilité à travers la taille caractéristique du d_{10} qui regroupe 10% de l'échantillon dont le diamètre est supérieur [Barr, 2000 ; Alavez, 2009].

La relation entre le coefficient de perméabilité et le d_{10} est présentée par l'équation 1 [Antoine et Fabre, 1980 ; Barr, 2000] :

$$K = 100 * d_{10}^2 \quad (1)$$

Où : K = coefficient d'infiltration du sol, d_{10}^2 correspond à 10% de particules inférieures.

Les résultats des traitements sont consignés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Analyse granulométrique du sol

Prof. prélèvement	Granulométrie (%)							d_{10} (mm)	d_{60} (mm)
	>2 (mm)	>1 (mm)	>0.5 (mm)	>0.2 (mm)	>0.1 (mm)	>0.05 (mm)	<0.05 (mm)		
No1	3.60	23.99	21.59	24.45	10.15	10.89	5.35	0.06	0.62
No2									
No3	0.00	6.55	31.00	36.24	10.04	10.48	5.68	0.06	0.41
No4	0	0.75	1.79	17.17	23.58	41.79	14.91	0.02	0.11
No5	0.35	0.53	11.61	30.87	16.89	27.44	12.31	0.03	0.15
No6	0.00	0.61	13.72	25.42	18.77	22.58	18.9	0.04	
No7	0	1.02	11.79	22.55	21.37	25.34	17.93	0.03	
EPC-39a								0.02	
EPC-39b								0.02	
SP-39								0.02	

Source : Etude auprès des données observations sur le terrain (2011, 2012) ; Echantillons EPC-39a, EPC-39b et SP-39 : d'après RENECOFOR, 1997 (Brethes, 1997) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Tableau 3 : Résultats du traitement des échantillons des sols

Paramètre Echantillon	Teneur en eau (%)	Teneur en CO (%)	Capacité du sol (%)	Humidité saturé (%)	Densité moyenne (g/cm ³)	Infiltration (cm/s)
No1 : (C1)	32.94	11.62	30.2	45.3	1.1	0.0036
(C2)	10.01	0	9.02	10.01	1.20	0.000001
No2 : (C1)	75.76	42.98	35.61	76.76	1.15	0.0031
(C2)	11.55	0	10.21	11.55	1.20	0.000001
No3 : (C1)	59.70	23.85	30.35	59.7	1.14	0.0036
(C2)	10.96	0	12.68	15.7	1.20	0.000001
No4 : (C1)	28.51	6.97	29.13	45.65	1.13	0.0004
(C2)	11.21	0	10.03	11.21	1.20	0.000001
No5 : (C1)	29.71	9.66	35.37	43.88	1.16	0.0009
(C2)	11.09	0	9.79	11.09	1.20	0.000001
No6	32.93	12.74	35.53	46.95	1.18	0.0016
No7	33.09	13.11	36.34	50.00	1.19	0.0009
EPC-39a						0.004
EPC-39b						0.004
SP-39						0.004

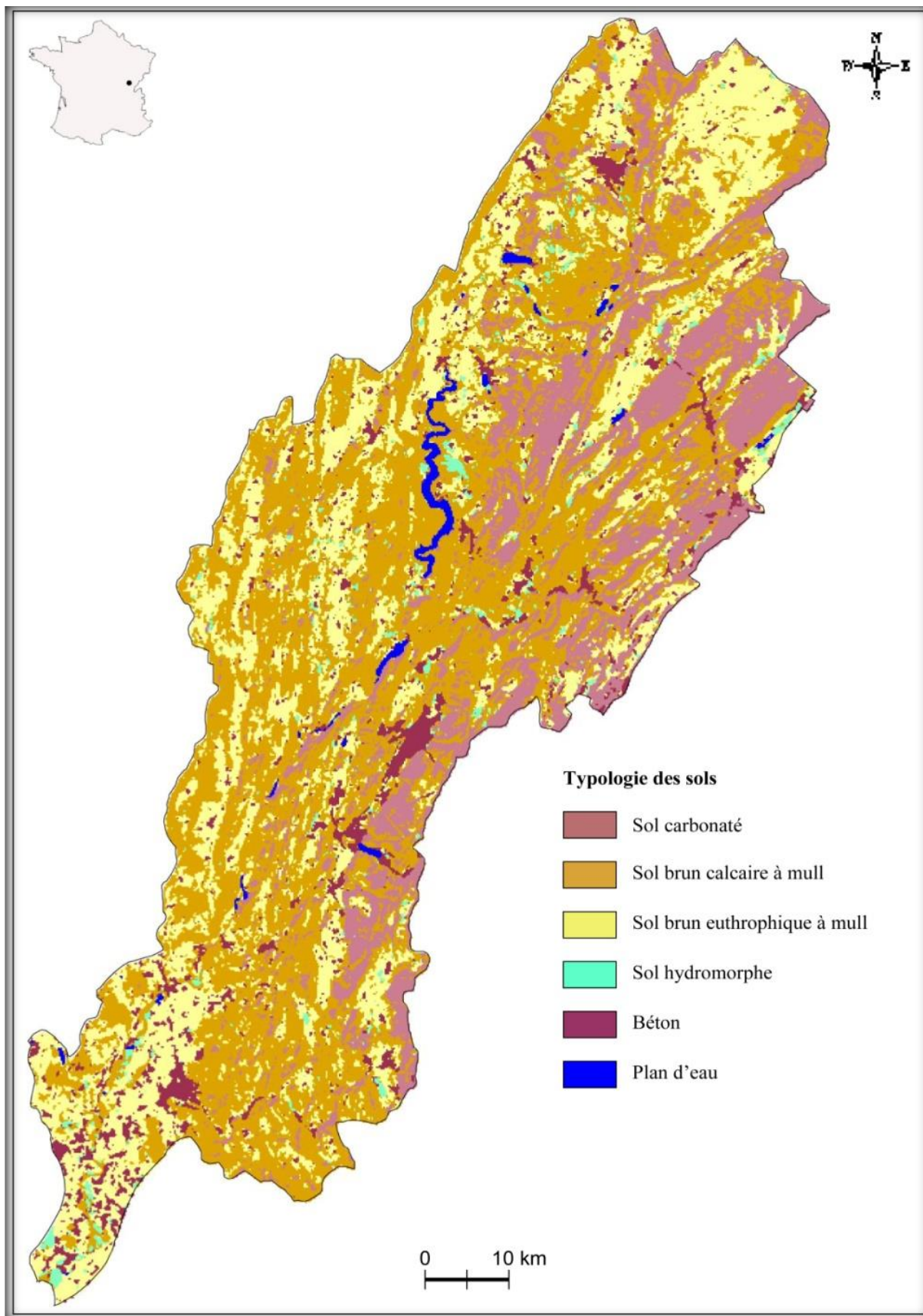
Source : Etude auprès des données observations sur le terrain (2011, 2012) ; Echantillons EPC-39a, EPC-39b et SP-39 : d'après RENECOFOR, 1997 (Brethes, 1997) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Les coefficients d'infiltration calculés ont été comparés à celles présentées par Dingman, 2002. Lors de ses travaux Dingman a présenté différentes valeurs de K obtenues dans différents points du globe. La comparaison a montré que les coefficients d'infiltration calculés sont acceptables.

d. Création de la carte typologique du sol

La création de la carte des sols est la dernière étape dédiée à la collecte de la donnée nécessaire à la phase de modélisation. Elle a été créée sur la base d'utilisation de la carte de l'occupation du sol (par traitement des images satellite). Cette étape permet de déterminer la distribution spatiale des différents types de sols dans le bassin versant de l'Ain. Elle a été complétée par recours aux travaux consignés dans le document complémentaire d'Antoni, 2011 qui donne un descriptif détaillé des sols de France.

L'analyse des résultats issus de la télédétection et du document d'Antoni, 2011 a montré qu'il existe une très bonne corrélation entre la répartition des sols et de l'occupation des sols dans le bassin de l'Ain (95%). A titre d'exemple, les conifères sont réparties sur le sol brun carbonaté, les feuillus sur le sol brun calcaire à mull, les champs agricoles et les prairies sur le sol brun eutrophique à mull ; et les zones humides sur le sol hydromorphe. La figure 3 illustre la carte typologique des sols du bassin de l'Ain. Dans cette carte, les types de sols sont classifiés sur la base du système de classification français [CPCS, 1967], il s'agit du sol carbonaté, le sol brun calcaire à mull, le sol brun eutrophique à mull, le sol hydromorphe.



Source : V-T Nghiem, 2012

Figure 3 : Carte typologique des sols du bassin de l'Ain

Annexe D : Délimitation des sous-bassins versants

a. Extraction de sous-bassins versants : Méthodologie

L'extraction des bassins versants est effectuée dans un premier temps à l'aide du modèle SWAT afin de tester la pertinence des résultats sur les petits bassins versants du Haut Jura et étendre par la suite le traitement à l'ensemble du bassin versant de l'Ain et ses sous bassins versants. Le modèle SWAT pour la délimitation automatique des bassins versants un modèle numérique de terrain (MNT) et le réseau hydrographique numérisé afin d'éviter les erreurs géométriques qui pourraient être causées par la non concordance des réseaux (réel et généré automatique). Les étapes pour l'extraction du bassin versant sont : (i) le comblement des trous, (ii) la détermination des pentes, (iii) le calcul des directions d'écoulement, (iv) la création de la matrice d'écoulement, puis (iv) l'extraction du réseau hydrographique [Jenson, 1988 ; Jenson, 1985 ; Jenson et Trautwein, 1987].

La détermination des directions d'écoulement au sein de chaque cellule du MNT permet d'identifier les lieux de convergence de l'eau et donc d'en extraire le réseau hydrographique. Pour ce faire, il s'agit pour toutes les cellules du MNT de compter le nombre de cellules en amont qui y convergent puis de choisir un nombre seuil nécessaire (A_s) pour chaque branche du réseau hydrographique. Le choix du seuil « A_s » repose sur la comparaison du réseau hydrographique généré et numérisé [Lin et al, 2006] ainsi que du niveau de détail recherché par l'utilisateur dans la subdivision du bassin versant.

L'utilisation d'un réseau hydrographique numérisé permet d'accentuer le creux du MNT aux endroits où une branche du réseau est présente forçant l'algorithme D8 (8 flow directions) marquer la forme de la vallée fluviale.

La méthode D8 a été introduite par O'Callaghan and Mark (1984) et a été largement utilisée dans différentes études [Marks and al, 1984; Jenson and Domingue, 1988; Mark, 1988; Martz and Garbrecht, 1992]. L'approche de la méthode D8 est la discrétisation de l'écoulement dans une des huit directions possibles faisant un angle de par 45° entre elles [O'Callaghan and Mark, 1984].

Les diverses sources suggèrent fortement l'utilisation de cette information afin d'améliorer la délimitation du bassin versant [Biesbrouck 2002; Di Luzio 2002; Renaud 2004 ; Di Luzio M 2005]. L'inclusion ou non des branches du réseau hydrographique anthropique fait encore l'objet de débats. La présence de branches anthropiques a comme incidence la réduction du temps de montée de l'hydrogramme en plus d'augmenter le débit de pointe et le volume écoulé [Merot 2003 ; Marshall D.C. W et Bayliss A.C 1994 ; Rahman A, Haddad K et Kuczera G 2009]. Pour vérifier l'adéquation entre le réseau hydrographique extrait et celui numérisé, Lin et al. (2006) propose un indice d'ajustement (F) évalué à partir de l'équation suivante :

$$F = \frac{\sum_{s=1}^{n_s} (L_i)_s + \sum_{s=1}^{n_s} (L_r)_s}{L_T} \quad (1)$$

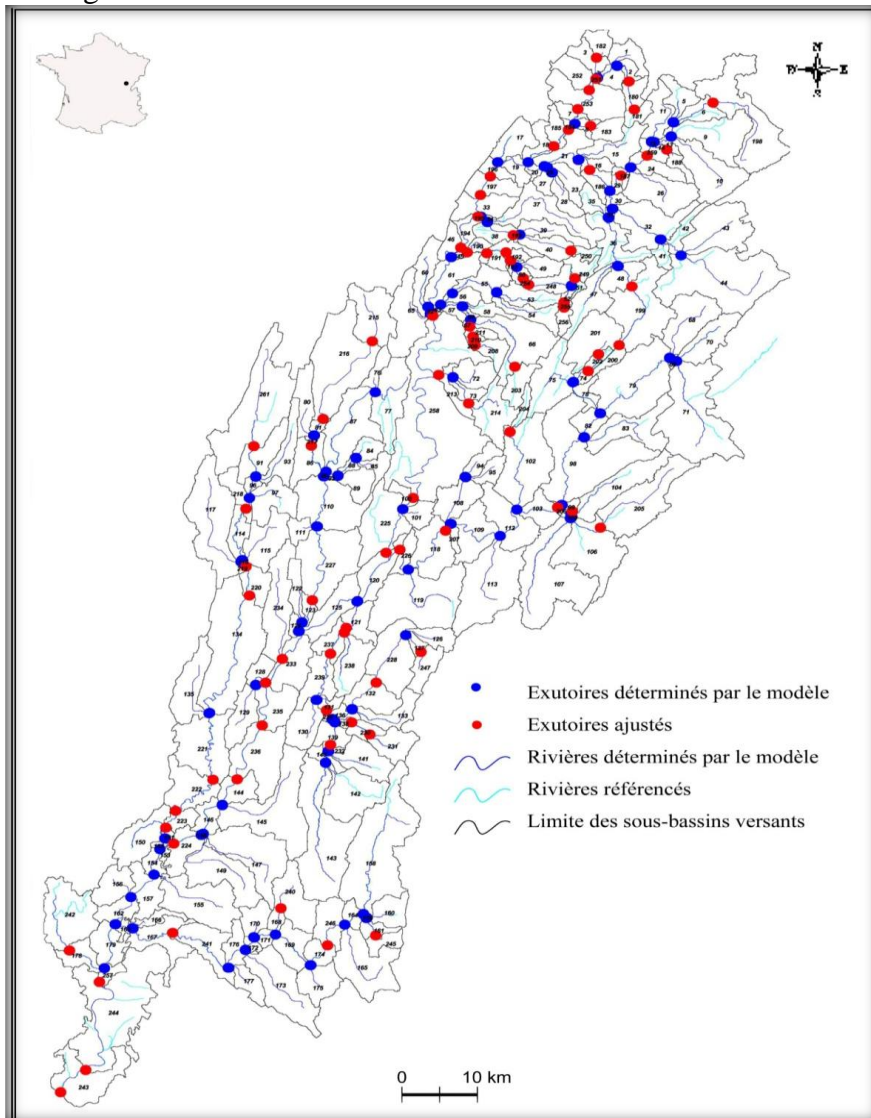
où L_i est la longueur des branches qui n'ont pas été représentées par le réseau hydrographique extrait, L_r est la longueur des branches extraites superflues par rapport au réseau hydrographique numérisé et L_T est la longueur totale des branches du réseau hydrographique numérisé. Une adéquation parfaite entre le réseau extrait et celui fourni en entrée n'est toutefois pas possible puisque chaque branche du réseau hydrographique possède une valeur A_s unique.

b. Détermination du bassin versant de l'Ain

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé un MNT ayant une résolution de 25 m pour la délimitation des bassins versants. Avec ce MNT, la détermination du réseau des rivières n'est pas tout à fait précise et exacte dans les régions où la topographie est relativement plane (à l'aval de l'Ain, aux plateaux). Pour surmonter ces problèmes, nous avons utilisé le réseau hydrographique extrait depuis de la carte topographique en échelle 1/25 000 [source IGN].

Le premier élément de la phase d'extraction consiste à préciser l'exutoire du bassin versant ainsi que ceux des sous bassins versants. Dans le modèle SWAT, les exutoires sont créés de l'amont vers l'aval, en incluant les cellules qui convergent vers chaque exutoire selon la matrice des directions d'écoulement [Jenson et Domingue, 1988].

Pour la délimitation du bassin de l'Ain et de ses sous-bassins versants, les positions des différents exutoires ont été sélectionnées pour coïncider avec les positions des stations de mesure de débit, des stations de la qualité de l'eau (sur les rivières), et les points d'entrée et de sortie des lacs. Le réseau hydrographique et les exutoires du bassin versant de l'Ain sont présentés dans la figure 1.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 1 : Carte des sous-bassins versants du bassin de l'Ain

Annexe E : Répartition de l'occupation des sols pour les sous-bassins versants du bassin versant de l'Ain

Tableau 1 : Répartition de l'occupation des sols des bassins versants du bassin du Hérisson

Bassin versant	Superficie (ha)	Déciduous (%)	Conifère (%)	Forêt mixte (%)	Agriculture (%)	Prairie (%)	Zone humide (%)	Zone urbanisée (%)	Plan d'Eau (%)	Arbuste (%)
56	97.67	10.82	19.81	39.95	9.36	4.54	7.87	0.25	4.91	2.5
55	4.72	9.09	38.02	42.15	0	1.65	2.48	0	6.61	0
54	124.4	13.68	31.11	32.86	2.27	2.14	2.57	0.03	10.35	4.98
53	203.24	14.85	3.39	14.83	15.99	6.27	7.27	0.58	26.01	10.82
17	15.8	25.51	2.81	26.02	10.2	14.29	9.69	4.34	1.79	5.36
19	66.06	39.33	1.3	11.66	19.79	17.18	5.83	4.16	0	0.74
21	15.48	8.14	56.69	24.93	3.41	1.84	1.84	2.62	0.52	0
18	130.66	11.86	22.45	28.78	15.19	7.38	4.88	7.01	0.59	1.85
22	158.07	6.11	48.55	25.58	11.21	1.35	2.85	1.27	0.41	2.67
63	82.92	8.22	15.95	45.65	16.43	5.1	5.83	0	0.88	1.94
64	120.6	4.28	32.82	45.42	0.1	1.53	0.81	0.07	11.41	3.56
65	258.43	7.33	30.54	56.23	0.44	2.53	1.87	0.03	0.14	0.89
51	262.7	35.52	1.84	11.54	20.55	18.84	3.79	6.76	0	1.16
61	592.98	24.56	13.94	31.19	18.56	6.13	3.22	1.27	0.38	0.76
13	739.19	34.48	8.31	47.21	3.74	3.84	1.76	0.11	0	0.55
60	213.75	25.72	14.04	24.24	18.67	9.25	6.86	0.89	0.08	0.25
14	250.85	20.51	3.15	26.55	20.25	4.67	4.2	1.87	15.74	3.07
59	143.45	34.04	2.01	35.77	15.32	8.88	3.23	0.4	0	0.34
8	289.18	31.06	1.04	16.38	21.22	12.01	6.27	1.62	7.5	2.89
7	288.28	23.3	1.19	9.79	40.37	16.25	5.78	2.63	0	0.68
58	533.02	19.66	6.42	31.01	27.15	9.86	4.22	1.01	0.11	0.56
57	414.38	17.07	2.99	14.38	43.16	9.42	7.16	4.8	0	1.03

Source : V-T Nghiem, 2011

Tableau 2 : Répartition de l'occupation des sols des sous-bassins versants du bassin bassins versant de l'Ain

Bassin versant	Sous-bassin versant		Surface des catégories de l'occupation du sol (%)								
	Code	Surface (km2)	Forêt de feuillus	Forêt de conifères	Forêt mixte	Agriculture	Prairies	Zone humide	Zone urbanisée	Plan d'eau	Arbuste
L'Angillon											
	182	6.39	16.19	3.28	14.51	18.61	34.75	6.07	5.67	0	0.91
	1	8.54	9.6	30.57	18.72	14.07	22.14	2.11	1.61	0	1.18
	3	8.13	16.54	9.99	27.47	16.34	22.27	4.54	1.67	0	1.18
	2	3.96	8.46	33.34	28.02	5.02	18.63	2.75	3.23	0	0.55
	180	6.7	12.55	31.04	43.42	4.04	7.56	0.97	0.05	0	0.36
	4	5.55	7.51	10.26	11.84	16.5	48.97	3.39	0.95	0.18	0.38
	252	10.17	14.17	21.93	29.93	12.94	15.44	3.04	1.84	0	0.71
	253	25.09	15.96	11.46	14.38	22.07	28.69	3.81	2.45	0	1.19
	7	4.29	36.5	1.96	14.96	19.39	21.96	2.25	2.05	0	0.93

	181	4.9	11.52	30.79	29.7	8.08	15.32	2.4	1.8	0	0.41
	8	2.91	9.69	3.87	5.65	33.69	35	4.25	7.07	0	0.78
	184	1.14	20.98	2.47	13.08	23.16	27.66	7.29	4.65	0	0.71
	183	7.28	12.42	27.82	18.5	14.79	13.14	5.72	6.65	0	0.96
	185	7.12	34.91	6.72	34.63	8.99	10.72	2.7	0.86	0	0.46
	18	7.3	19.64	17.18	52.71	4.67	1.78	2.22	0.66	0	1.15
L'Ain à Sirod											
	198	46.1	10.87	12.86	22.76	8.78	39.78	1.85	2.48	0.15	0.47
	5	9.22	10.28	5.82	10.36	16.62	52.84	2.5	1.29	0	0.28
	6	8.33	14.66	2.02	2.71	13.17	61.36	3.85	1.55	0	0.68
	9	27.73	15.14	0.9	3.33	11.81	64.11	2.56	1.74	0	0.41
	11	12.95	10.91	12.6	12.12	14.65	45.84	2.29	1.49	0	0.09
	10	27.49	14.49	15.29	19.72	11.02	35.65	2.52	0.52	0.23	0.57
	13	2.44	17.65	20.58	29.85	6.76	21.33	2.38	0.3	0	1.16
	188	4.1	8.28	0.83	1.03	18.5	68.75	0.83	1.79	0	0
	14	0.81	21.89	4.5	15.84	25.39	26.64	5.6	0.15	0	0
	259	4.5	22.91	4.78	12.58	12.66	39.79	6.35	0.53	0	0.4
	24	9.22	16.52	4.71	17.1	11.06	41.03	5.04	3.47	0	1.08
	26	23.57	25.87	9	24.78	11.73	25.01	2.61	0.71	0	0.28
	187	2.43	20.71	18.07	40.7	6.81	8.47	0.9	1.67	0.95	1.7
	29	2.38	23.36	16.94	36.23	5.76	9.75	5.36	1.54	0	1.06
La Saine											
	44	63.63	9.73	29.31	36.11	7.6	9.97	4.85	1.15	0.09	1.18
	43	30.04	14.98	15.41	32.58	9.52	20.47	3.74	2.59	0.05	0.66
	42	7.55	24.9	18.37	27.17	13.72	8.23	3.69	2.15	0.09	1.68
	32	28.02	21.52	16.44	31.54	9.32	16.19	3	1.01	0.22	0.76
	200	4.58	5.02	67.11	23.19	2.11	0.47	0.83	0.42	0	0.84
	199	39.06	11.06	33.16	17.31	12.31	14.6	5.58	4.73	0	1.24
	47	16.15	12.59	28.37	29.38	9.91	9.13	5.3	3.46	0.14	1.72
	48	10.05	10.89	35.72	33.2	6.24	8.17	3.43	0.52	0	1.83
	41	4.23	30.19	9.96	16.06	19.1	17.25	5.44	0.61	0.67	0.71
	36	18.75	12.26	20.8	35.1	7.63	17.08	3.39	1.92	0.2	1.61
	31	0.91	9.07	24.02	60.45	1.16	0	2.45	0	0	2.85
	30	3.02	23.3	3.18	34	10.72	13.5	5.44	6.97	0	2.89
	35	6.08	14.84	2.6	22.91	15.13	37.2	4.14	2.47	0	0.7
L'Ain à Champagnole											
	15	16.05	15.75	19.18	28.86	9.11	5.42	4.49	15.22	0	1.99
	186	6.98	12.56	9.05	44.41	7.35	13.6	4.83	4.94	0	3.26
	16	4.38	9.44	4.15	33.26	11.14	4.64	5.47	26.87	0	5.03
	21	12.94	16.82	6.86	19.99	17.06	21.27	6.39	9.55	0	2.05
	23	8.34	20.9	9.33	21.06	13.48	28.04	2.89	3.61	0	0.7
	28	7.02	22.83	2.66	15.53	13.95	38.11	4.21	2.06	0	0.64
	3	25.9	22.91	9.47	38.18	9.61	14.46	3.08	1.26	0.29	0.74

	27	3.92	25.38	10.77	36.83	5.98	19	0.94	0.21	0.26	0.63
	20	2.36	17.22	18.67	58.25	1.37	2.51	0.59	0	0	1.4
	25	0.36	21.23	7.72	18.05	10.56	35.64	0	2.72	0	4.09
L'Aval de Chalain											
	3	25.9	22.91	9.47	38.18	9.61	14.46	3.08	1.26	0.29	0.74
	2	0.68	7.04	0	3.16	27.55	47.75	5.7	8.62	0	0.18
Lac de Chalain											
	5	11.34	25.31	2.07	21.37	12.31	33.67	2.76	2.1	0	0.41
	6	10.66	41.43	4.29	31.35	4.58	14.05	2.69	0.75	0.08	0.78
	4	8.1	16.59	3.21	11.75	25	7	2.88	4.54	26.45	2.58
Narlay											
	49	2.69	21.09	12.39	19.95	12.18	13.73	3.35	1.52	13.65	2.14
Vernois											
	50	1.53	47.66	5.05	31.38	6.09	1.09	1.39	0.77	4.67	1.9
Drouvenant											
	54	11.02	14.16	31.6	32.34	8.3	7.94	4.37	0.69	0	0.61
	53	11.59	23.91	4.47	17.41	23.05	22.19	5.05	3.14	0	0.77
	55	12.61	20.8	9.56	32.12	18.79	11.23	5.13	2.11	0	0.25
	56	5.48	21.67	7.21	23.6	26.22	13.57	4.29	2.85	0	0.6
Etival											
	72	2.42	5.09	37.16	47.56	2.02	0.83	2.02	0	4.55	0.78
	71	0.63	10.57	30.29	39.04	5.51	3.05	3.37	0	5.45	2.72
	42	1.86	22.86	3.25	2.18	26.72	35.83	5.6	3.18	0.07	0.31
	41	5.61	4.03	57.04	34.15	1.51	0.28	1.25	0.67	0.33	0.73
	40	2.92	15.5	24.74	38.57	7.52	6.65	2.69	2.66	0	1.67
	39	26.67	9.84	30.45	39.99	7.74	6.29	2.91	1.61	0.03	1.16
Clairvaux											
	208	7.36	9.69	28.48	58.45	0.91	0.21	1.51	0.2	0.02	0.54
	211	3.25	13.7	9.27	13.99	15.85	12.01	5.64	12.99	10.79	5.76
	58	5.14	21.76	12.17	29.91	12.49	14.64	5.19	2.61	0	1.23
	59	1.4	20.42	3.74	16.2	15.94	24.42	8.01	8.66	0	2.6
	57	3.42	20.95	0.63	3.55	31.28	18.58	7.91	14.78	0	2.33
Amont de Vouglans											
	17	13.28	21.46	14.31	16.46	17.01	16.9	2.7	9.95	0	1.21
	19	6.21	17.03	9.76	33.35	15.44	16.71	4.02	1.29	0	2.4
	196	5.02	36.43	6	9.57	25.69	14.71	3.86	2.03	0	1.71
	197	11.34	28.52	4.93	16.88	16.13	22.33	3.56	5.75	0	1.9
	33	13.86	23.57	4.71	17.38	24.03	21.58	3.76	3.28	0	1.68
	194	5.96	25.51	1.23	5.51	35.62	18.4	9.81	1.62	0	2.29
	46	6.25	25.97	1.89	5.42	25.19	30.86	4.25	4.5	0	1.93
	61	17.61	15.05	3.85	15.87	18.65	34.6	4.96	2.65	1.74	2.62
	60	13.35	26.92	0.63	12.32	23.12	29.42	4.26	2.89	0	0.44
	65	23.07	32.62	3.84	18.13	18.83	19.95	3.07	2.87	0	0.69

Abbaye											
	202	3.45	11.11	5.21	2.53	21.75	23.36	8.02	3.41	19.56	5.07
La Cimente											
	214	20.15	17.01	27.61	45.63	3.76	2.17	2.52	0.82	0	0.47
	72	11.23	12.42	17.08	34.62	20.17	9.98	3.51	1.64	0	0.57
	73	3.97	20.62	11.72	62.83	0.7	0.71	2.73	0.05	0	0.64
	213	6.99	33.55	4.84	26.81	16.72	8.25	4.27	4.26	0.65	0.66
Vouglaans											
	258	122.12	31.41	5.3	16.67	14.2	6.77	6.71	4.87	11.88	2.17
Amont de la Bienne											
	71	59.43	13.8	25.74	33.88	8.55	3.86	5.55	5.42	0.07	3.12
	70	17.23	15.31	25.93	25.33	12.4	7.46	7.02	3.39	1.05	2.1
	68	23.93	7.98	32.25	37.3	5.63	9.4	2.53	3.89	0	1.02
	79	49.1	14.29	26.33	41.22	8.55	4.92	2.21	1.62	0.05	0.82
	83	24.25	18.38	12.02	36.34	11.34	16.12	3.43	1.95	0.04	0.37
	82	7.73	17.96	21.18	25.07	14.85	13.48	4.51	2.37	0	0.58
	98	63.25	23.02	22.78	29.74	10.2	5.61	5.14	2.15	0.14	1.22
	76	5.44	10.5	22.3	36.07	7.89	16.28	3.4	2.82	0	0.74
	74	2.3	15.41	22.6	14.25	15.47	20.75	7.4	1.82	0.73	1.57
	201	23.42	12.96	6.34	20.79	28.46	23.99	3.35	3.34	0	0.77
	75	25.16	6.99	33.66	29.45	8.31	13.43	4.74	2.32	0.03	1.06
Aval de la Bienne											
	204	4.11	4.26	57.66	32.58	2.07	0.76	0.72	0.63	0	1.32
	102	41.41	34.53	10.3	33.45	8.5	3.53	4.75	3.83	0.12	1
	94	6.98	8.95	33.27	53.11	1.56	0.12	1.13	1.35	0	0.52
	95	6.42	12.68	34.73	31.95	7.21	6.54	4.61	0.1	1.27	0.92
	103	10.39	29.72	16.81	25.13	9.85	2	4.58	6.72	0.8	4.39
	112	22.69	28.82	15.08	27.13	11.74	2.78	5.37	6.91	0.27	1.91
	108	15.72	33.26	9.62	38.65	6.51	2.4	4.63	2.57	0	2.35
	109	20.56	38.94	9.11	24.34	11.95	1.37	6.13	4.92	0.03	3.21
	118	22.04	35.29	8.41	30.89	10.6	1.02	5.67	4.26	0.63	3.22
	207	2.66	26.14	10.3	46.45	4.19	0.87	5.56	3.71	0.29	2.49
	113	46.6	19.97	28.29	24.91	12.87	5.59	5.51	1.8	0.3	0.76
	226	6.63	42.84	5.7	25.83	6.73	0.38	8.59	3.53	2.23	4.17
	119	51.76	23.62	14.17	29.33	9.98	5.45	5.79	9.5	0	2.16
Le Tacon											
	205	36.81	14.04	21.32	23.27	17.86	8.01	9.71	3.95	0.06	1.79
	104	24.17	16.1	27.51	30.51	13.44	3.18	7.7	0.8	0.24	0.53
	106	38.54	15.65	22.52	23.31	16.58	8.66	8.34	3.29	0.17	1.47
	107	54.49	18.33	25.72	23.43	16.26	3.71	9.07	2.04	0.15	1.3
Lac de Nantua											
	231	12.59	13.56	32.87	28.39	5.46	1.31	4.04	10.03	0.48	3.86
	230	5.61	13.16	11.21	31.89	4.18	0.14	4.2	7.92	21.05	6.24

L'Oignin											
	143	59.1	19.93	19.49	23.95	14.81	14.99	3.37	2.78	0.01	0.67
	142	27.56	8.21	43.76	24.34	8.88	7.59	3.15	2.87	0.05	1.16
	141	17.24	12.93	38.44	33.45	6.67	2.09	3.17	1.67	0.04	1.53
	140	4.7	20.84	13.89	14.96	16.45	8.15	7.9	15.09	0	2.72
	139	8.14	15.12	16.7	20.41	20.89	11.34	4.45	8.95	0.08	2.05
	130	15.1	24.39	5.55	25.88	12.54	17.87	6.45	5.78	0	1.54
	239	15	25.18	2.77	13.05	23.39	13.79	8.36	11.93	0.04	1.48
	131	3.15	25.23	3.69	25.37	15.45	8.96	6.63	12.76	0	1.9
	136	3.39	9.65	12.11	7.82	12.53	4.39	5.87	44.12	0	3.51
	133	12.33	15.32	30.46	40.6	5.96	2.79	3.33	1.02	0	0.52
	132	16.36	14.45	35.19	27.32	6.98	2.1	3.22	8.83	0	1.9
	228	28.65	12.39	20.66	21.17	8.68	1.7	5.29	26.14	0	3.97
	247	10.33	18.26	26.49	33.55	8.67	7.12	3.36	1.14	0.26	1.16
	127	3.16	12.5	20.57	21.51	8.97	0.32	6.77	23.15	0	6.2
	126	8.26	9.85	43.18	32.33	3.11	1.18	2.69	5.27	0.49	1.9
	238	17.67	22.86	12.23	40.18	9.42	5.96	4.67	3.23	0	1.46
	237	9.13	25.8	3.9	11.95	22.06	8.95	11.66	7.47	4.21	4.01
Lac de Coiselet											
	100	4.02	42.54	2.63	3.55	21.97	6.49	9.13	9.83	2.27	1.59
	101	7.44	37.28	8.81	33.37	8.48	2.31	6.75	2.17	0.11	0.73
	225	29.28	41.79	3.62	12.72	22.58	7.08	8.02	2.1	0.8	1.3
	120	15.78	29.68	12.75	17.83	9.31	0.38	5.86	2.31	19.17	2.71
Lac de Cize-Boluzon											
	121	10.71	31.02	9.85	45.52	4.49	2.12	4.52	1.59	0.06	0.82
	125	18.86	29.29	12.14	22.87	13.83	3.89	7.74	3.29	4.96	1.99
	234	28.68	34.8	0.53	10	21.57	22.55	6.18	3.54	0.15	0.69
	233	19.37	24.95	13.81	30.69	9.97	7.16	5.11	1.48	5.7	1.14
Lac d'Allement											
	128	6.61	51.94	0.31	8.43	20.31	3.27	8.58	2.17	3.8	1.18
	235	17.28	28.24	11.53	31.6	10.46	6.28	6.59	0.98	2.74	1.59
	129	14.41	29.71	0.49	15.11	17.06	26.58	5.21	5.03	0.29	0.52
	236	32.07	29.44	6.69	26.61	12.29	10.67	6	1.99	4.89	1.43
L'Ain à Anthon											
	145	49.26	28.53	9.63	34.79	10.95	4.97	4.75	4.75	0.09	1.54
	144	10.75	25.57	2.33	20.79	16.84	17.66	6.88	4.85	3	2.07
	146	8.44	30.83	0.67	16.59	19.95	9.94	4.01	8.92	6.05	3.04
	147	35.87	28.51	5.66	33.09	15.95	9.72	3.17	3.28	0.05	0.58
	224	12.82	11.11	0	1.36	36.9	22.23	0	21.86	3.73	2.82
	149	28.61	25.88	3.98	24.69	22.98	13.13	0.86	6.86	0.11	1.51
	155	34.04	22.38	4.18	25.38	27.3	10.12	0.03	9.65	0.02	0.94
	154	5.07	21.83	0.19	3.65	32.17	13.22	0	16.8	7.93	4.21
	157	14.94	17.32	0.4	5.55	31.13	16.37	0	24.89	3.04	1.31

	156	13.44	29.25	0.02	10.86	31.7	15.48	3.33	8.64	0.16	0.57
	162	9.56	30.53	0.07	6.95	24.48	22.38	0.02	9.32	6.25	0
	179	13.77	21.58	0.07	6.97	35.62	20.21	0.14	10.47	4.94	0
	257	3.88	4.49	0	1.17	69.9	9.81	0	12.31	2.32	0
	244	73.94	11.75	0.01	2.86	54.18	15	0	14.19	2.01	0
	243	27.46	10.02	0	0.85	51.01	12.38	0	21.25	4.47	0
La Toison											
	242	33.13	28.17	0.6	10.88	26.05	15.44	7	9.64	2.17	0.05
	178	9.94	15.85	0	4.62	37.11	22.13	0	19.55	0.74	0
L'Albarine											
	158	68.21	14.88	24.53	18.93	17.21	15.32	3.63	4.59	0.03	0.9
	160	11.5	13.02	32.87	19.28	9.7	7.07	6.48	6.6	0.41	4.56
	245	6.46	18.2	12.54	21.13	18.29	14.6	9.63	5.08	0	0.53
	161	5.16	19.1	8.32	14.7	24.58	11.16	11.1	6.26	1.13	3.65
	164	5.25	32.72	6.57	22.93	17.08	4.15	4.31	10.53	0.44	1.28
	165	32.4	35.99	6.35	33.42	16.56	2.34	4	0.9	0	0.45
	246	14.45	35.04	8.26	24.88	19.35	4.26	4.49	3.04	0.25	0.43
	240	21.05	31.98	8.03	25.67	17.93	7.2	6.34	1.98	0	0.88
	174	7.26	36.63	16.08	17.98	15.37	3.64	5.34	3.15	0.73	1.08
	175	14.69	41.33	4.78	21.53	16.66	5.12	5.28	3.56	0.18	1.55
	173	33.18	36.26	5.63	27.53	15.3	7.33	5.6	1.71	0.01	0.63
	169	13.99	39.92	4.61	20.84	17.68	1.34	8.58	4.89	0	2.13
	168	3.64	41.23	6.97	16.91	17.11	6.51	7.03	2.93	0	1.31
	170	9.11	38.94	4.59	21.17	20.88	5.45	6.26	2.12	0	0.58
	171	3.28	31.18	16.11	20.92	13.71	1.54	5.12	5.85	1.82	3.74
	172	2.41	24.55	10.61	32.57	11.21	1.22	7.56	7.82	0	4.46
	176	8.8	39.78	3.8	13.19	21.8	5.24	7.19	6.32	0.3	2.38
	177	8.6	35.45	2.82	33.63	16.67	5.52	4.33	1.11	0	0.47
	241	19.4	27.91	7.08	23.66	14.82	3.42	6.01	14.6	0.34	2.16
	167	19.4	9.23	0.03	5.28	48.57	10.93	0.4	25.54	0	0.01
	166	4.85	5.85	0	1.2	50.28	9.13	0	33.53	0	0
	163	2.7	16.68	0	7.43	32.51	25.53	0	15.82	2.03	0
La Valouse											
	215	23.57	16.63	14.43	29.32	14.32	19.43	4.01	1.51	0	0.35
	216	53.27	21.44	6.3	19.6	17.3	27.87	3.1	3.8	0	0.58
	76	6.09	23.92	1.9	13.39	21.37	25.33	5.85	7.53	0	0.71
	77	25.84	42.98	2.64	19.57	16.5	10.66	4.2	2.32	0	1.13
	80	12.39	30.71	5.22	25.14	17.66	14.87	3.85	2.27	0	0.28
	87	33.72	30.26	3.1	16.01	21.07	22.14	4.47	2.34	0	0.61
	81	2.5	34.36	11.03	27.18	15.57	9.37	2.16	0	0	0.33
	84	6.2	35.05	6.1	32.4	12.25	7.03	4.74	0.66	0	1.77
	85	6.06	41.04	5.52	28.91	11.08	5.19	6.37	0.8	0.13	0.94
	89	9.51	36.53	5.89	28.55	12.54	9.56	4.9	1.34	0	0.7

	86	13.91	39.59	1.1	10.54	25.1	14.98	6.35	1.46	0	0.89
	110	33.38	26.68	3.65	16.57	22.01	18.95	6.71	4.07	0.05	1.31
	111	5.68	40.98	7.88	26.69	11.29	4.9	6.72	0.4	0	1.14
	227	40.83	34.33	3.78	15.5	19.96	17.8	5.99	1.86	0.02	0.77
	122	7.71	49.16	0.99	12.78	17.49	9.19	7.74	1.62	0	1.02
	123	3.69	39.6	5.7	28.61	11.39	9.22	4.29	1.19	0	0
	124	2.6	24.89	0	3.57	29.11	8.06	16.85	1.97	13.14	2.4
Le Suran											
	261	60.12	33.49	2.96	18.42	15.15	22.72	4.42	2.2	0	0.64
	93	14.87	36.45	5.24	29.37	11.47	11.55	3.4	1.17	0.05	1.3
	91	16.04	28.59	4.77	21.6	17.06	18.62	4.82	3.24	0	1.3
	218	8.47	24.34	1	12.44	22.6	25.85	5.77	6.2	0	1.8
	96	2.51	18.24	0	0.06	24.07	54.43	0.42	2.76	0	0
	97	17.04	30.21	5.61	24.86	16.3	16.42	5.12	0.76	0	0.71
	117	45.39	31.9	1.17	15.32	23.92	20.84	5.17	1.15	0	0.53
	114	9.46	27.34	2.03	12.43	21.11	29.21	5.23	2.06	0	0.58
	115	20.13	34.97	3.01	25.94	12.32	17.68	4.6	0.49	0	1
	220	10.13	36.98	2.25	25.67	13.13	14.67	5.99	0.8	0	0.53
	134	66.67	32.99	1.91	20.92	14.6	20.6	5.64	2.75	0	0.58
	135	22.32	46.84	0.03	15.8	16.56	13.58	4.61	2.3	0	0.27
	221	35.56	36.93	0.41	22	15.13	18.31	4.83	1.68	0.3	0.4
	222	20.68	35.36	0.26	16.25	20.19	17.88	5.37	3.48	0.79	0.43
	223	6.04	17.93	0	3.1	35.65	22.67	5.55	11.59	1.04	2.49
	150	20.85	24.77	1.46	21.82	21.77	17.5	3.28	7.29	0.24	1.88
	151	1.73	13.46	0.38	5.96	32.64	15.05	0	25.04	1.69	5.79
	152	1.23	21.84	0	6.86	22.17	20.25	0	20.78	2.09	6.03

Source : V-T Nghiem, 2011

ANNEXE F : Modélisation hydrologique du bassin versant par le modèle hydrologique (SWAT)

1. Modèle SWAT : Introduction

Développé par Jeff Arnold pour l'USDA (United State Department of Agriculture) en 1999, SWAT est un modèle conceptuel physique permettant de manipuler et d'analyser de nombreuses données hydrologiques et agronomiques. Ce modèle a été conçu pour les grands bassins versants allant de quelques centaines de km² à plusieurs milliers de km² [Arnold et Fhorer., 2005]. SWAT est un modèle distribué semiphysique et semi-empirique qui fonctionne au pas de temps journalier, mensuel et annuel pour la prédiction des débits, le transport des sédiments et de nutriments, et les effets des pratiques de gestion sur la qualité de l'eau (Arnold et al. 1998) ; Sirinivasan et al.1998). Le bassin versant est discrétisé en sous bassins contenant chacun un bief principal. À l'intérieur des sous bassins, une combinaison unique d'occupations du territoire, de pratiques culturales et de types et propriétés de sols forment des unités homogènes de calculs nommées unités de réponse hydrologique (URHs). C'est à cette échelle spatiale que sont calculés les bilans en eau, en sédiments et en nutriments, ce qui constitue la modélisation des processus terrestres. Les apports de chacune de ces URHs

sont ensuite acheminés au bief principal. Par la suite, entrent en jeu les processus fluviaux qui acheminent ces apports jusqu'à l'exutoire principal du bassin versant. *Neitsch et al. (2005a)* proposent une description détaillée de la modélisation des processus terrestres et fluviaux par SWAT. Les étapes clés de la caractérisation de la physiographie sont : la délimitation du bassin versant, la caractérisation de l'occupation du territoire et des pédo-paysages, puis la distribution des URHs.

2. Modélisation hydrologique du bassin versant de la rivière Hérissou : calibration du modèle SWAT

2.1. Données utilisées pour modéliser l'hydrologie

Pour la modélisation hydrologique du bassin versant, plusieurs données sont utilisées telles que des données spatiales et des données d'attribut. Ces données sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Données disponibles pour la modélisation hydrologique du bassin versant Hérissou

Data Type	Source	Date	Description
MNT	IGN	2000	25 m resolution
Carte de limitation des sous-bassins versants			Limité à partir du MNT
Carte du réseau de rivières			Défini à partir du MNT
Pédologie		2010	Défini à partir d'image satellite Landsat, du MNT et des données sur le terrain.
Occupation du sol	Production de la thèse	2010	Classifié à partir d'image satellite Landsat et numérisé dans un SIG.
Météorologie	MétéoFrance et R. Nedjai	1999 to 2007	Minimum and maximum daily temperature and daily precipitation
Débits	DIREN Franche-Comté et DREAL Rhône-Alpes	1999 to 2007	débit journalier

Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

2.2. Résultats de calibration du modèle SWAT pour l'hydrologie du bassin versant du Hérissou

a. Les valeurs optimales des paramètres utilisés pour la calibration du modèle SWAT

Afin de bien calibrer le modèle, les paramètres utilisés pour la calibration du modèle sont déterminés sur la base de la méthode de détection des paramètres de Rosenbrock [Rosenbrock., 1960]. La calibration est effectuée manuellement et consiste à modifier les valeurs des paramètres d'entrées du modèle pour produire des valeurs simulées qui sont dans une gamme de données mesurées [Balascio et al., 1998]. Les valeurs optimales de ces paramètres sont calculées sur la base de la méthode développée par Arnold et al [Arnold et Allen., 1999 ; Arnold et al., 2012].

Pour le cadre du bassin versant du Hérisson, les valeurs optimales des paramètres d'entrés pour la calibration du modèle sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2: Les paramètres utilisés pour la calibration du modèle SWAT (application pour le bassin versant du Hérisson)

Nom de groupe	Paramètre	Valeur défaut du SWAT	Valeur pour la calibration	Bornes	Unit
GW	GW_DELAY	31	11	0.00-500	jour
GW	ALPHA_BF	0.048	0.9	0 - 1.0	jour
GW	GWQMN	0.0	50	0.00-5000	mm
GW	GW_REVAP	0.02	0.08	0.02-0.2	
HRU	SLSUBBSN	60.9	50.976		m
HRU	HRU_SLP	0.082	0.089		
HRU	OV_N	0.05	0.005		
HRU	LAT_TTIME	0.0	0.05		jour
HRU	ESCO	0.0	1		
SOL	SOL_AWC	0.16 - 0.18	0.2	0 - 1.0	
SUB	SUB_LAT	19.766280	17.78965		m
SUB	SUB_ELEV	489.00	415.65		m
SUB	PLAPS	0.00	0.1	0 - 1.0	

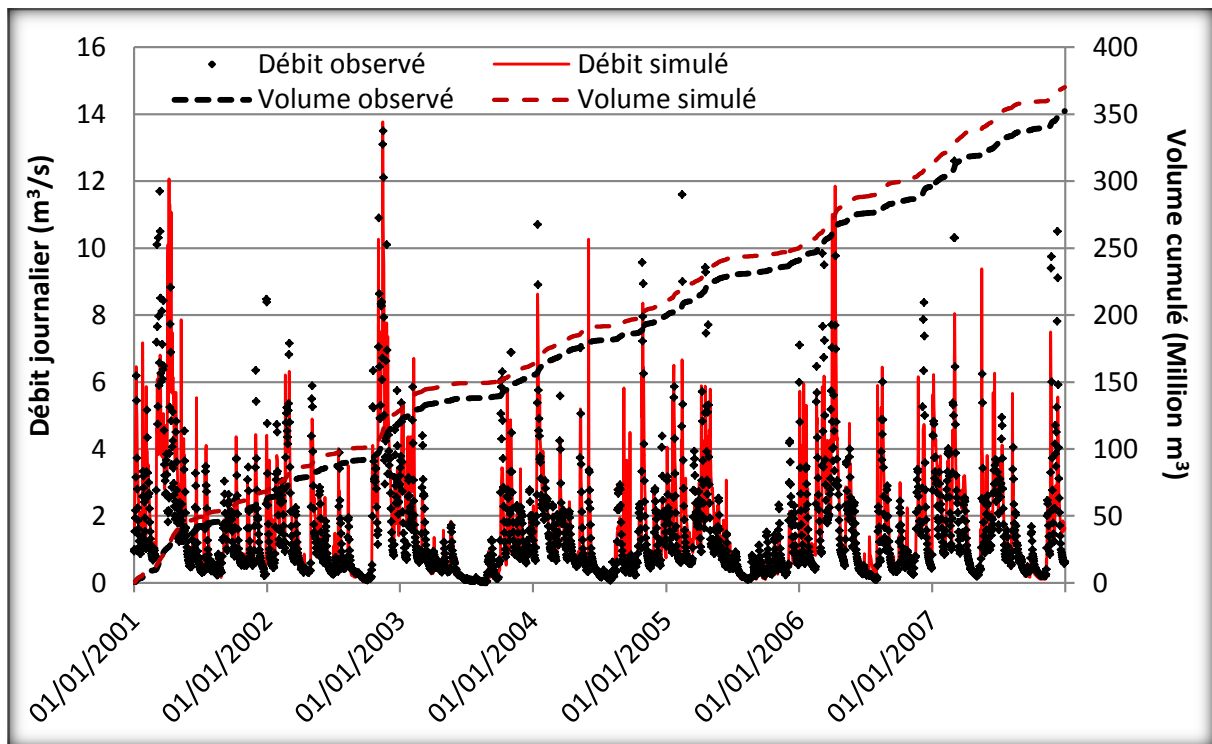
Source : V-T Nghiem, 2011

b. Evaluation de la précision de calibration du modèle SWAT sur l'hydrologie

La calibration du modèle SWAT sur l'hydrologie pour le bassin versant du Hérisson a été réalisée dans la période de 1999 à 2007. Les débits modélisés dans la période de 2001 à 2007 sont utilisés pour évaluer la précision de la calibration du modèle tandis que ceux dans les deux premières années (1999 et 2000) ne sont que utilisés afin de confirmer la stabilisation du modèle.

Pour l'évaluation des résultats de la calibration du modèle, les débits simulés à la position Doucier sont comparés avec ceux observés à travers les analyses graphiques ainsi que statistiques.

La figure 1 présente les courbes des débits observées et simulées dans l'exutoire de la rivière Hérisson (Hérisson à Doucier). Elle montre que ces courbes ont s'emboîtent assez bien. Cependant, le modèle n'était pas en mesure de capturer quelques-uns des sommets pour les années 2004 et 2007. Cela pourrait être attribué à la mauvaise représentation des données pluviométriques utilisées.



Source : V-T Nghiem, 2011

Figure 1: Comparaison entre les débits observés et simulés (journaliers) pour la phase de calibration du modèle SWAT dans la période 2001-2007 à la station Hérisson à Doucier

Le tableau 3 montre que les débits simulés en période de crue sont en bonne adéquation avec les débits observés. Le cumul des volumes observés est proche des volumes simulés (respectivement 352.32 et 370.23 millions m^3). L'erreur est estimée à environ 5.08%, inférieure nettement au critère recommandé (10%). L'écart entre les volumes simulés et mesurés dans les périodes de hauts débits (hivernales) est de 7.2%, inférieur à 10%. Pour les périodes de faibles débits, les résultats de simulation affichent un léger décalage. Ils montrent que les valeurs de débits simulés sont légèrement plus élevées que ceux observés ; l'écart entre eux est d'environ 13%, mais inférieur à la valeur recommandée de 15%. Une large part de ces décalages est due aux formations géologiques du bassin.

Tableau 3: Résultats statistiques des volumes du Hérisson à Doucier

Erreur de simulation	Observation	Simulation	Erreur (%)	Critère recommandé
Total de volume cumulé ($10^6 m^3$)	352.32	370.23	5.08	+/- 10%
Total volume en saison du Printemps ($10^6 m^3$)	79.8	87.16	9.22	+/- 15%
Total volume en saison de l'Eté ($10^6 m^3$)	41.22	46.57	12.98	+/- 15%
Total volume en saison de l'Automne ($10^6 m^3$)	103.27	99.25	-3.89	+/- 15%
Total volume en saison de l'Hiver ($10^6 m^3$)	128.03	137.25	7.20	+/- 10%

Source : V-T Nghiem, 2011

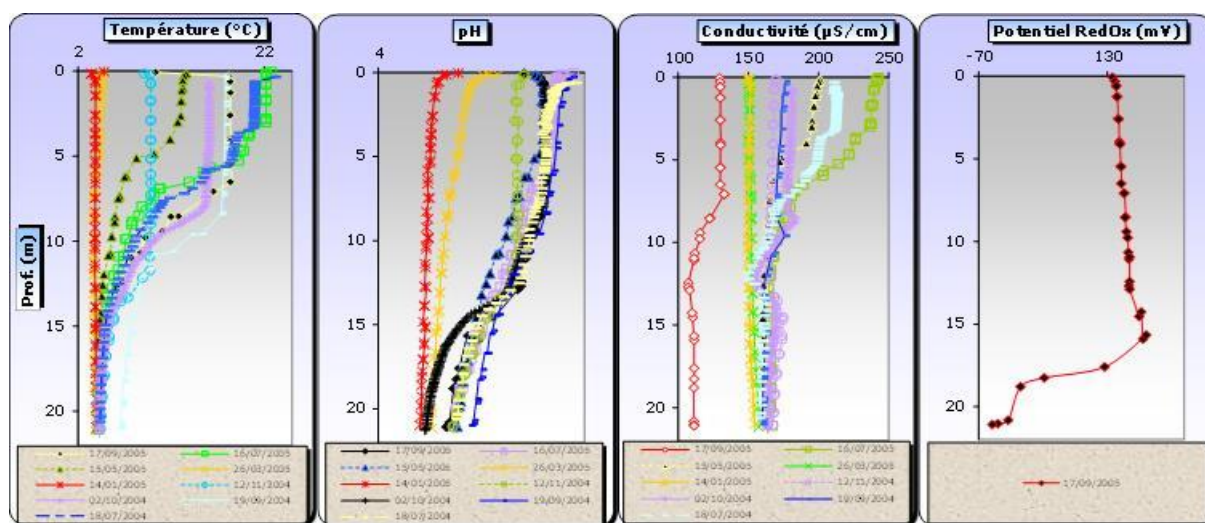
Le tableau 4 présente les analyses statistiques générales entre les débits observés et simulés pour le bassin versant du Hérisson dans la phase de calibration. Ces analyses montrent une erreur moyenne de 8.92% enregistrée. Les valeurs de R^2 et de CE (Nash) sont assez élevées (de 0.80 et 0.79, respectivement). Ces deux derniers coefficients sont les plus importants pour l'évaluation de la précision du modèle hydrologique. Selon le critère de Nash (CE ≥ 0.5), les résultats obtenus pour cette phase de calibration indiquent une bonne calibration du modèle.

Tableau 4: Analyse statistique entre les débits simulés et observés du Hérisson à Doucier

Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée	Paramètres	Valeur obtenue	Valeur recommandée
L'écart-type de données d'observation (EDobs)	1.95		R ²	0.80	0.5-1.0
Erreur Quadratique Moyenne (EQM)	1.17		CE (Nash)	0.79	0.5-1.0
REE (Ratio EQM/ EDobs)	0.60	0.0-0.7	pBias (%)	8.92	-25 à + 25

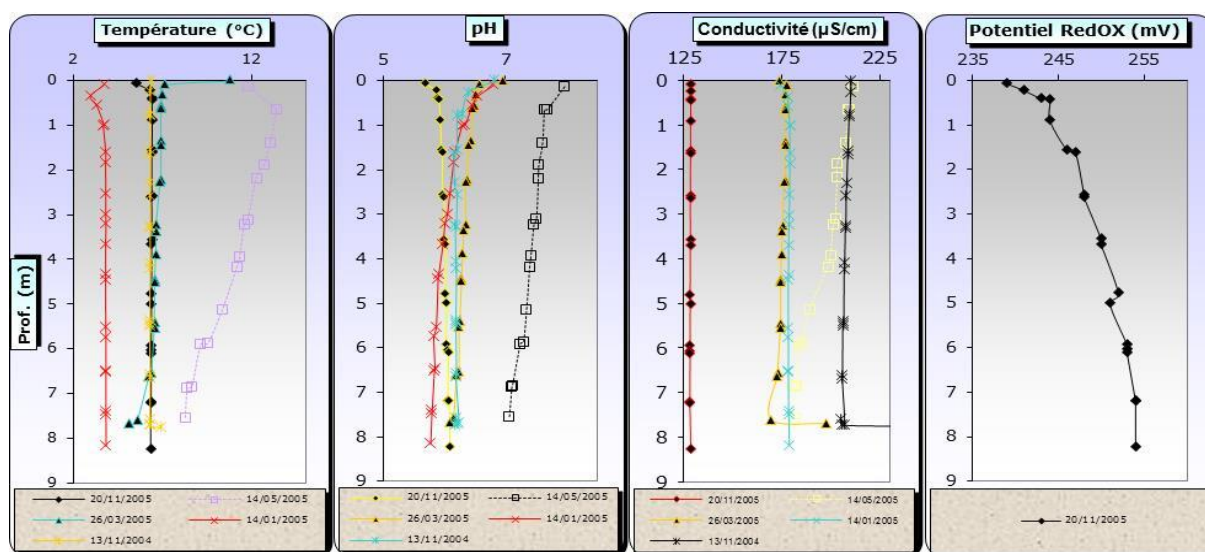
Source : V-T Nghiem, 2011

Annexe G : Profils physico-chimiques des lacs du Jura



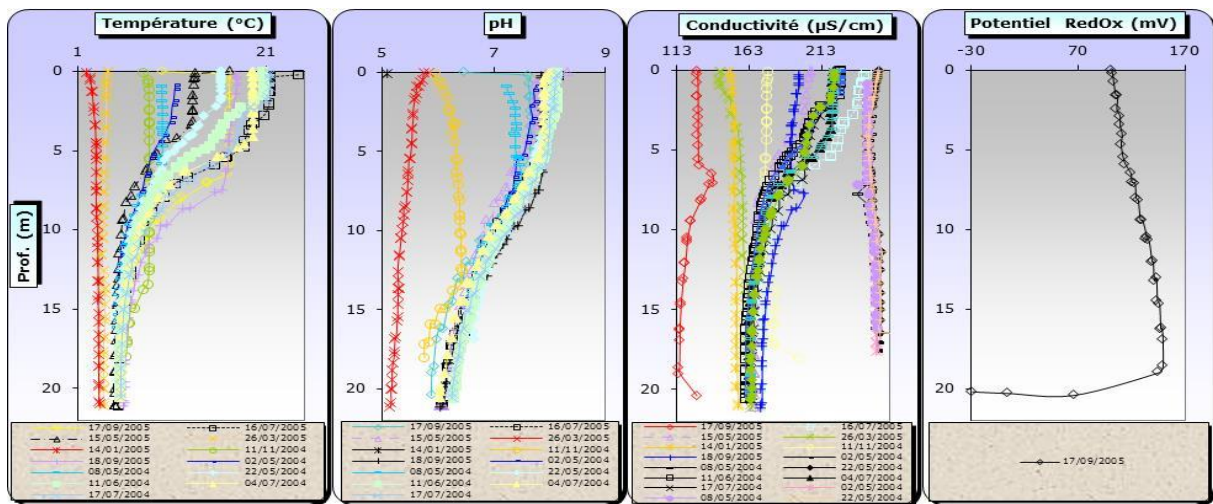
Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 1 : Profils physico-chimiques du lac de Narlay



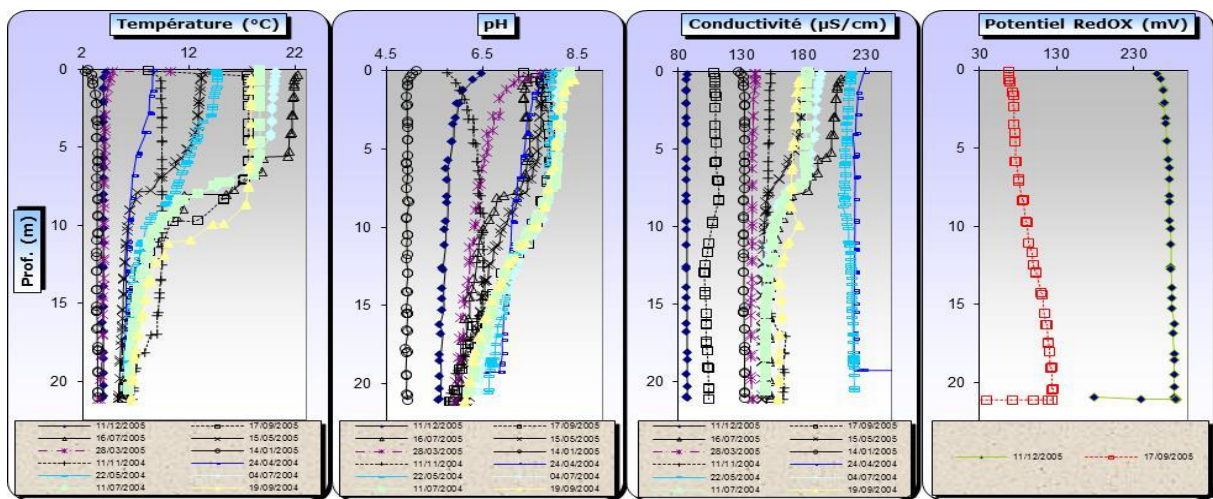
Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 2 : Profils physico-chimiques du lac du Grand Etival



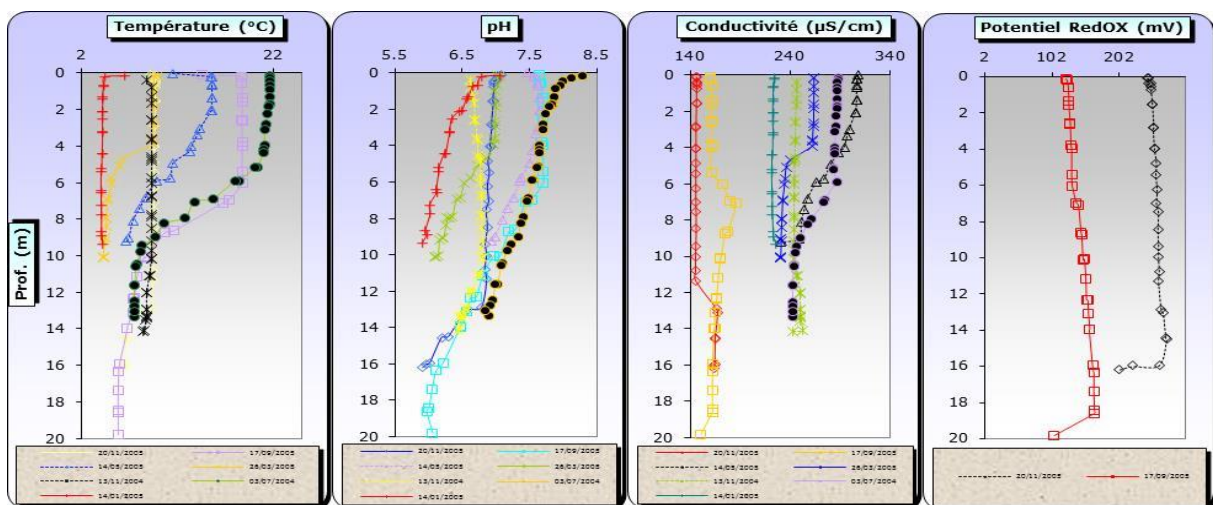
Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 3 : Profils physico-chimiques du lac du Grand Maclu



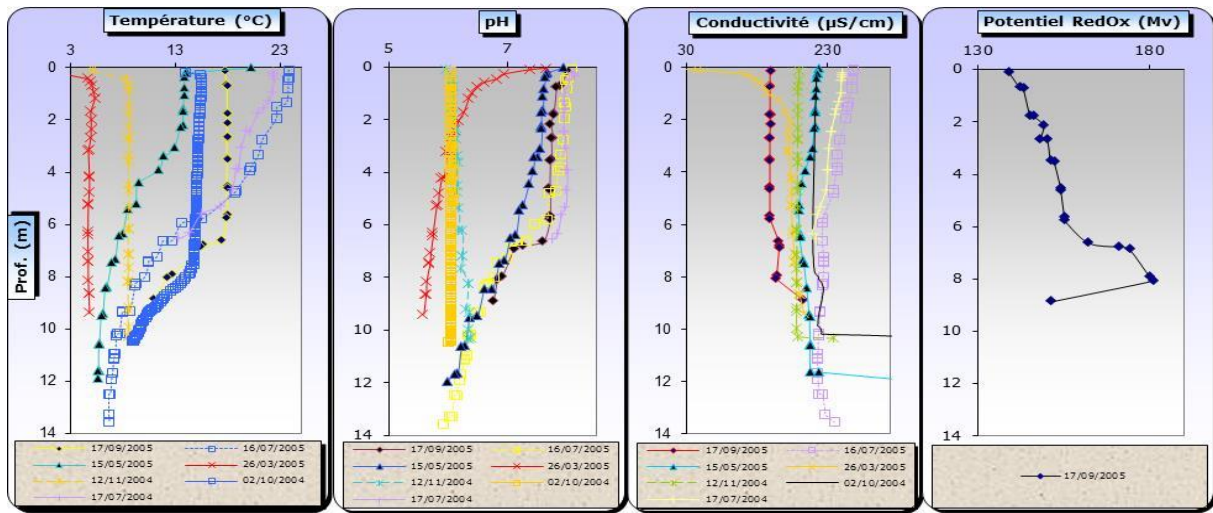
Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 4 : Profils physico-chimiques du lac d'Ilay

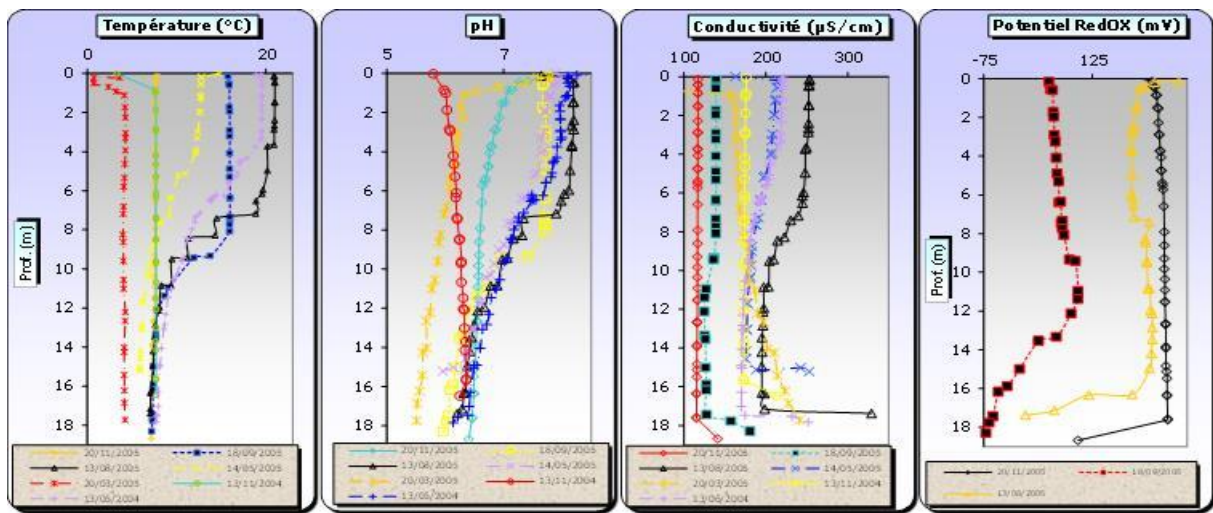


Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

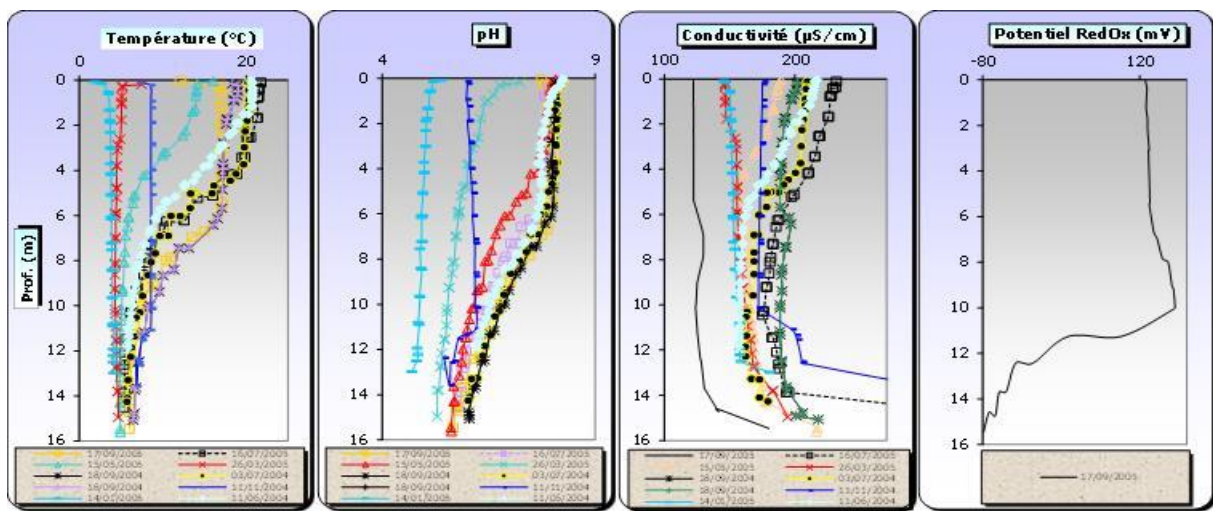
Figure 5 : Profils physico-chimiques du lac de Grand Clairvaux



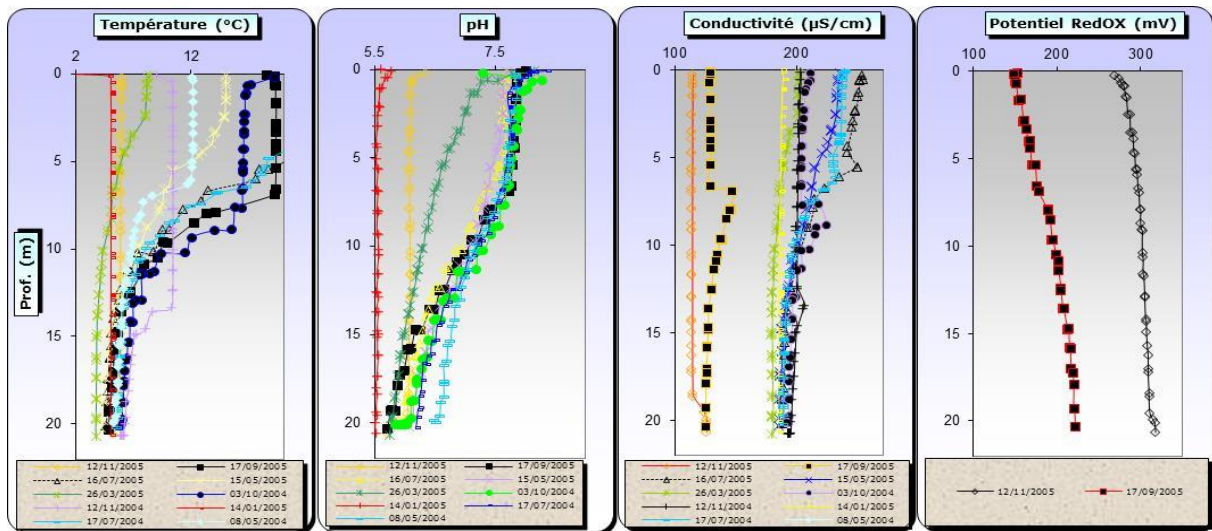
Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011
 Figure 6 : Profils physico-chimiques du lac du Vernois



Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011
 Figure 7 : Profils physico-chimiques du lac d'Abbaye



Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011
 Figure 8 : Profils physico-chimiques du lac de Bonlieu



Source : Nedjai, 2010 ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

Figure 9 : Profils physico-chimiques du lac de Chalain

Annexe H : Traitement des données pour la phase de calibration du modèle WARMF sur la qualité de l'eau

Les entrées du modèle WARMF comprennent les données pour simulation de la qualité des eaux, les données d'observation comme données de référence et les coefficients du modèle pour sa calibration. Les données utilisées et les déterminations de ces coefficients seront présentées dans les paragraphes en suivante :

1) Détermination des coefficients optimaux pour la calibration du modèle

a. Coefficient d'érosion du sol

Le coefficient d'érosion du sol est utilisé pour la simulation du transport des sédiments dans l'eau. Ce coefficient comprend certains facteurs : la distribution des particules de sol (sable, limon et d'argile), les facteurs de culture, les facteurs de détachement turbulents et les facteurs de l'érosion des berges. En générale, trois des quatre facteurs sont utilisés de l'érosion des sols, le facteur de stabilité des berges et les facteurs de détachement et la quantification des sédiments totaux. Parmi ces trois paramètres, le facteur d'érosion des sols est le plus important. Le manuel de l'utilisateur du WARMF suggère que la gamme du facteur d'érosion des sols pour un bassin versant varie de 0.1 à 0.4 [Herr et al., 2001 ; Northern California of Division of Water Quality, 2009].

Par ailleurs, les analyses de la texture des sols durant la phase de création de la carte des sols (Chapitre 3) montrent que le facteur d'érosion pour le bassin de l'Ain s'inscrit dans une gamme qui couvre la plage 0.1 à 0.3.

Par conséquent, pour le bassin de l'Ain, nous avons utilisé un coefficient d'érosion des sols de 0.15 pour les zones forestières et de 0.2 pour les zones agricoles. Ils seront utilisés pour optimiser la calibration du TSS (Total des Sédiments en Suspension).

Tableau 1. Coefficients d'érosion de sol des bassins versants du Hérisson et de l'Ain

Variable		Gamme	Valeur calibrée
Sol carbonaté	- Erosivité de sol (sans unit)	0.1-0.4	0.15
	- Argile (%)	0-100	48.1
	- Limon (%)	0-100	47.9
	- Sable (%)	0-100	4.0
Sol brun calcaire à mull	- Erosivité de sol (sans unit)	0.1-0.4	0.1
	- Argile (%)	0-100	43.3
	- Limon (%)	0-100	41.6
	- Sable (%)	0-100	15.1
Sol brun eutrophique à mull	- Erosivité de sol (sans unit)	0.1-0.4	2.0
	- Argile (%)	0-100	45
	- Limon (%)	0-100	40
	- Sable (%)	0-100	15
Sol hydromorphe	- Erosivité de sol (sans unit)	0.1-0.4	0.25
	- Argile (%)	0-100	30
	- Limon (%)	0-100	30
	- Sable (%)	0-100	40
Béton	- Erosivité de sol (sans unit)	0.1-0.4	0
	- Argile (%)	0-100	0
	- Limon (%)	0-100	0
	- Sable (%)	0-100	100

Source : V-T Nghiem, 2011

b. Coefficient d'épandage (Land application)

Dans le bassin de l'Ain, les produits chimiques sont issus essentiellement de la fertilisation appliqués aux zones agricoles et dans la partie aval dans le secteur de la basse vallée de l'Ain. Ces produits chimiques proviennent de l'application de pesticide et d'engrais. Les coefficients d'épandage ont été récupérés des études réalisées sur tout le territoire Français, en région Rhône-Alpes et en Franche-Comté pour la période 2000 à 2010. Selon ces études, la surface agricole utile en France est d'environ de 184000 km² (18400000 ha). La quantité de fertilisant utilisée atteint les 110 000 tonnes de pesticides pour l'année 2000 [Miquel G., 2003] et 76 000 tonnes pour l'année 2010 [Bommelaer. O et Devaux. J., 2011], soit environ 4 à 6 kg/ha/an de pesticide. Environ 4 800 000 tonnes d'engrais minéraux par an ont été utilisés pour la période allant de 2000 à 2010, soit environ 220 kg/ha/an d'engrais [Dupré, 2006 ; GCL Développement Durable, 2010].

L'application de pesticide et des engrais minéraux a transféré au sol une quantité d'environ 800 000 tonnes de phosphore (environ 43kg/ha/an) [Miquel, 2003 ; GCL Développement Durable, 2010] et 2 200 000 tonnes d'azote annuellement (environ 120 kg/ha/an) [Jegou, 2010]. Elle a également fourni une quantité d'environ 1000 000 tonnes/an de potasse pour l'année 2000 et 800 000 tonnes/an pour l'année 2007) [GCL Développement Durable. 2010].

Tableau 2. Coefficients d'épandage pour les différentes catégories d'occupation du sol

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Oaût	Sept	Oct	Nov	Déc
Catégorie de l'agriculture												
Potassium, kg/ha	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Nitrate, kg/ha	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Phosphate	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6
Carbone organique, kg/ha												
Catégorie de prairie												
Potassium, kg/ha	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Nitrate, kg/ha	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Phosphate	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6
Carbone organique, kg/ha												
Zone de bâtiment												
Potassium, kg/ha	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Sodium, kg/ha												
Nitrate, kg/ha	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Phosphate	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6
Carbone organique, kg/ha												

Source : Bommelaer et Devaux (2011), Dupré (2006), Miquel (2003), GCL Développement Durable (2010) ;
Réalisation par : V-T Nghiem, 2011

c. Taux de chute de litière et les indices de surface foliaire

La litière fournit une quantité non négligeable de produits chimiques tels que le carbone organique, les produits azotés et phosphatés, et certains métaux. Donc, la détermination des taux de chute de litière est importante pour la modélisation de la qualité des eaux. Dans notre étude, la chute de litière est déterminée sur la base des données issues des rapports du RENECOFOR. Ces rapports ont été effectués sur les peuplements de forêts du bassin de l'Ain pour la période allant de 1996 à 2002. Dans les peuplements de conifère du massif du Jura, non loin de la rivière d'Ain, la production de litière varie de 2.0 à 2.9 tonnes/ha/an [Cecchini S., 2000b]. Ces dépôts de litière ne sont pas réguliers sur l'année ; ils varient considérablement selon les saisons. Le plus important des dépôts se produit en juillet et en août et en Novembre. A l'inverse, les apports les plus bas sont enregistrés de Décembre à Mars (100kg/ha/mois) [Aussenac G., 1979 ; Cecchini S., 2000b].

La production totale de litière pour les peuplements de chênes et des feuillus de 1996 à 2002 varie entre 2.2 t/ha et 4.2 t/ha (environ 2.7 tonnes/ha/an). Les dépôts issus des feuilles se produisent essentiellement en automne pour ces deux espèces [Cecchini, 2000a ; Croisé, 2000].

Tableau 3. Production de litière des peuplements forestiers

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Oaût	Sept	Oct	Nov	Déc
Décidues (kg/m ² /mois)	0	0	0	0	0	0.01	0.04	0.06	0.1	0.14	0.03	0.004
Conifères (kg/m ² /mois)	0.006	0.015	0.006	0.015	0.032	0.028	0.09	0.08	0.03	0.03	0.044	0.005
Forêt mixte (kg/m ² /mois)	0.003	0.0075	0.003	0.008	0.016	0.02	0.065	0.07	0.066	0.09	0.037	0.005
Agriculture (kg/m ² /mois)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Prairie (kg/m ² /mois)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Zones de Bâtiment (kg/m ² /mois)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.005	0.01	0.07	0.004
Zone humide (kg/m ² /mois)	0	0	0	0	0	0.002	0.002	0.002	0.002	0.05	0.002	0.002
Eau (kg/m ² /mois)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sol nu (kg/m ² /mois)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Source : Après Cecchini (2000)-RNECOFOR, Aussenac (1979) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Tableau 4. Indice de surface foliaire (ISF)

Catégories	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Oaût	Sept	Oct	Nov	Déc
Déciduous	0	0	0	0.5	1	2	2.5	2.75	2.75	1	0	0
Conifères	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438	3.438
Forêt mixte	1.719	1.719	1.719	1.969	2.219	2.719	2.969	3.094	3.094	2.219	1.719	1.719
Agriculture	0	0	0	1	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	0
Herbe	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Zone humide	0	0	0	1	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	0
Bâtiment	0	0	0	0.2	0.4	0.8	1	1.1	1.1	0.4	0	0
Eau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sol nu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Source : Analyse d'image satellite SPOT5 (Chanel 6_Végétation) ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Tableau 5. Hauteur de la canopée

Occupation du sol	Valeur (m)
Décidues	20
Conifères	40
Forêt mixte	30
Agriculture	1
Prairie	0.2
Zones de Bâtiment	5
Zone humide	1.5
Sol nu	0

Source : V-T Nghiem, 2012

Tableau 6. Taux de décomposition de litière

Paramètre	Valeur (1/an)
Litière	1
Litière fine	0.06
Humus	0.005

Source : V-T Nghiem, 2012

d. Teneurs foliaires

La quantité de ces produits chimiques est déterminée par l'analyse des teneurs foliaires. Dans le cadre de notre étude, nous avons utilisé les résultats de l'analyse des teneurs foliaires des études du RENECOFOR. Ces études ont analysé les teneurs foliaires moyens pour les peuplements de conifère, de feuilles. Pour les conifères, les teneurs foliaires atteignent environ 13.9 mg/g pour l'azote, de 6.1 mg/g pour le potassium, de 1.4 mg/g pour le magnésium, 1.0 mg/g pour le soufre, de 1.3 mg/g pour le phosphore et de 8.7 mg/g pour le calcium, etc. [Cecchini, 2002 ; Cecchini, 2003a ; Cecchini, 2003b]. Pour les teneurs foliaires des peuplements de forêts constituées principalement de feuillus, elles sont d'environ 26.8 mg/g pour l'azote, de 10.7 mg/g pour le potassium, de 1.6 mg/g pour le magnésium, de 1.6 mg/g pour le soufre, de 1.2 mg/g pour le phosphore et de 9.1 mg/g pour le calcium, etc. [Cecchini, 2002 ; Cecchini, 2003a ; Cecchini, 2003b].

La combinaison des teneurs foliaires et des retombées atmosphériques de composés chimiques, les études ont montré que les dépôts sous couvert forestier sont d'environ 24.3 kg/ha/an en potassium, de 2 kg/ha/an en magnésium, de 15 kg/ha/an en chlorure, d'environ de 13kg/ha/an en calcium, de 6.9 kg/ha/an en sodium, 255g/ha/an en aluminium, de 15kg/ha/an en azote, de 9 kg/ha/an en soufre, de 24 kg/ha/an en phosphore et de 9kg/ha/an pour le silice, etc. [Bonneau, 1992 ; Billen, 2007 ; GIP Seine-Aval, 2008 ; Ulrich, 1995 ; Cecchini, 200b].

Tableau 7. Teneurs foliaires des peuplements forestiers

Paramètre \ Catégorie	Décidues	Conifères	Forêt mixte
Al, mg/g	34	20	29
Ca, mg/g	11	11	15
Mg, mg/g	7	7	15
K, mg/g	13	8	9
Na, mg/g	70	138	123
SO ₄ , mg/g S	4	9	8
NO ₃ , mg/g N	2	5	8
Cl, mg/g	72	32	9
PO ₄ , mg/g P	6	2	8
Cu, mg/g	17	14	17

Source : Croise (1999)-RNECOFOR ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

e. Physico-Chimie des sols

Les données chimiques des sols utilisées dans le cadre de nos recherches sont récupérées des études du RENECOFOR effectuées de 1993 à 1995 sur les 102 placettes des sols en France. Seulement 3 placettes des 102 se situent dans le bassin versant de l'Ain. Les résultats de ces

études ont été présentés dans une publication du RENECOFOR de 1997 « RENECOFOR-Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau » [Ponette et al., 1997].

Tableau 8. Chimie des sols

Type de Sol	CO g/kg	N g/kg	CaCO ₃ g/kg	P mg/kg	pH	Ca g/kg	Mg g/kg	K g/kg
Sol carbonaté	315	10.4	50	7.6	5.1	21.24	1.14	1.41
Sol brun calcaire à mull	435.2	16	-	-	-	11.5	1.82	3.32
Sol brun eutrophique à mull	345	11.9	3	9.3	5.1	8.80	2.73	5.87
Sol hydromorphe	-	-	-	-	-	-	-	-

Source : Après Ponette (1997)-RENECOFOR ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

Tableau 9. Capacité d'échange cationique (CEC) des sols

Type de Sol	CEC meq/100	Max.PO ₄ mg/kg	Ca cmol/kg	Mg cmol/kg	K cmol/kg	Al cmol/kg	H cmol/kg	Mn cmol/kg
Sol carbonaté	21.29	29	24.85	0.82	0.2	0.17	0.03	0.03
Sol brun calcaire à mull	15.17	40.2	-	-	-	11.9		
Sol brun eutrophique à mull	20.32	11.3	19.3	0.52	0.1	0.24	0.03	0.12
Sol hydromorphe	-	-	-	-	-	-	-	-
Béton	0	0	0	0	0	0	0	0

Source : Après Ponette (1997)-RENECOFOR ; Réalisation par : V-T Nghiem, 2012

f. Demande en oxygène des sédiments des lacs

La demande en oxygène des sédiments (DOS) est un coefficient important pour la modélisation de la concentration en oxygène dissous (OD) [Price et al., 1994]. La DOS est un contributeur clé à la diminution de niveau d'OD [Giga et Uchirin., 1990]. Elle est le taux d'élimination de l'oxygène de la colonne d'eau supérieure en raison de la décomposition des matières organiques [Price et al., 1994]. La DOS comprend la consommation en oxygène par l'activité biologique dans les sédiments et par l'oxydation chimique [Wang., 1981]. Donc, la détermination de la DOS est importante et nécessaire. Elle est déterminée sur la base de la règle suivante [Strickland and Parsons, 1972] :

$$\text{DOS} = \text{SOC} \cdot V/S \quad (4.28)$$

Où, *DOS* = demande en oxygène des sédiments (g/m²/jour) ; *COS* = consommation en oxygène des sédiments (g/m³/jour) ; *V* = Volume de l'eau de la couche hypolimnion (m³), et *S* = surface du fond de lac (m²).

Dans le cadre de cette étude, la COS pour les lacs du bassin versant de l'Ain a été récupérée des études réalisées de 2011 : «Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau » [Agence de l'eau., 2011]. Le volume de l'eau de la couche d'hypolimnion des lacs a été calculé en utilisant les périmétriques des lacs dans l'étude de Delebeque (1898).

Tableau 10 présente les coefficients de la demande en oxygène des sédiments (DOS) pour les lacs du bassin versant de l'Ain. Ce tableau montre que les valeurs de DOS sont nettement différentes entre les lacs. Elles varient dans une gamme de 0.11 (Grand Etival) à 1.3 (lac de Vouglans).

Tableau 10. Demande en oxygène des sédiments des lacs du bassin versant de l'Ain

Nom du lac	DOS (g/m ² /jour)	Nom du lac	DOS (g/m ² /jour)
Bonlieu	0.62	Grand Etival	0.11
Grand Maclu	0.69	Grand Clairvaux	0.35
Ilay	0.82	Vouglans	1.30
Val	0.51	Nantua	0.70
Narlay	0.9	Allement	0.57
Chalain	0.61	Coiselet	0.32
Abbaye	0.43	Cize-Bolozon	0.53

Source : V-T Nghiem, 2012

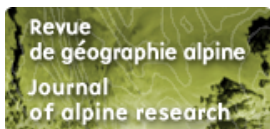
Annexe I: Article publié 2011 “The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters”

Van Tuan Nghiem¹, Rachid Nedjai² and Nacer Nasreddine Messaoud³

1-PhD Student UMR PACTE Institut de Géographie Alpine Université Joseph Fourier Grenoble France (14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France) ;

2-Institut de Géographie Alpine Université de Grenoble France (14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France) ;

3-Université de Blida Algérie



Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine

99-3 (2011)

La forêt sur le devant de la scène : une ressource naturelle témoin de notre temps ?

Van Tuan Nghiem, Rachid Nedjai et Nacer Nasreddine Messaoud

The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters

Avertissement

Le contenu de ce site relève de la législation française sur la propriété intellectuelle et est la propriété exclusive de l'éditeur.

Les œuvres figurant sur ce site peuvent être consultées et reproduites sur un support papier ou numérique sous réserve qu'elles soient strictement réservées à un usage soit personnel, soit scientifique ou pédagogique excluant toute exploitation commerciale. La reproduction devra obligatoirement mentionner l'éditeur, le nom de la revue, l'auteur et la référence du document.

Toute autre reproduction est interdite sauf accord préalable de l'éditeur, en dehors des cas prévus par la législation en vigueur en France.

revues.org

Revues.org est un portail de revues en sciences humaines et sociales développé par le Cléo, Centre pour l'édition électronique ouverte (CNRS, EHESS, UP, UAPV).

Référence électronique

Van Tuan Nghiem, Rachid Nedjai et Nacer Nasreddine Messaoud, « The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters », *Revue de Géographie Alpine | Journal of Alpine Research* [En ligne], 99-3 | 2011, mis en ligne le 21 février 2012, consulté le 13 février 2014. URL : <http://rga.revues.org/1611> ; DOI : 10.4000/rga.1611

Éditeur : Association pour la diffusion de la recherche alpine

<http://rga.revues.org>

<http://www.revues.org>

Document accessible en ligne sur :

<http://rga.revues.org/1611>

Document généré automatiquement le 13 février 2014.

© Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine

Van Tuan Nghiem, Rachid Nedjai et Nacer Nasreddine Messaoud

The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters

- 1 Changes in land cover in the Alps and Jura massifs over the past 30 years have become a recurrent issue and the topic of significant scientific research to measure the impact of climate change on certain species in certain areas (notably in the Vercors, Lautaret pass and High Jura regions), as well as modifications in the forests and landscapes in these areas. Processing and analysis of aerial photographs and satellite images have confirmed the changes and revealed a progressive “closing” (forestation) of landscapes, particularly in medium-altitude mountain regions, and urban sprawl in low-lying regions. The phenomenon has been reinforced by two main factors, namely the significant drop in available urban real-estate, which has produced a clear extension of smaller towns and built-up areas, and the massive emigration of farmers, which has reduced farmland in favour of forests made up essentially of conifers.
- 2 This development is worrisome for managers, particularly managers of water resources, who see the available reserves progressively drop due to increasing evapotranspiration and measurable disturbances to hydrological resources throughout entire river basins. This closing of landscapes also weighs on rivers and lakes, which have registered significant rises in organic matter in their waters, generally accompanied by large drops in dissolved oxygen, potential redox and, above all, the pH. Acidification of aquatic environments is generally on the rise and the research carried out on the subject initially attempted to understand the causes and to evaluate the effects on ecosystems (Smol, 2008, Ek A, et al, 2001; Battarbee, ... *Chen-tung a. et al., 2004*). On the whole, three factors lie at the origin of the acidification processes, 1) acid rain, 2) industrial (N, S) and household discharges, and 3) growing forests with the development of acidophilic tree species (essentially conifers). Other factors concern the presence and extension of wetlands in the catchment zones of lakes and around lakes.
- 3 Use of new information technologies, in particular geographical information systems (GIS) and remote sensing, has vastly improved our understanding of ecological processes and the organisation of landscapes. However, there have been few attempts to model these systems by combining hydrogeochemical models and GISs, in view of predicting and above all evaluating the consequences of such changes. We propose here an innovative approach in an attempt to model changes in the forest cover over the next 20 years, based on a careful combination of remote sensing and geomatics in a first step, followed by coupling with a hydrogeochemical model. The method involves processing four Landsat images and modelling changes in land cover using the Idrisi Land Cover Modelling (LCM) module, then integrating the results of this first step in the Watershed Assessment Risk Management Framework (WARMF) model. The goal is thus to understand the general operation of lakes and to predict future changes in their physico-chemical status. The geographic area addressed by this study is the lakes region (mid-altitude plateau) of the Jura mountains.

Analysis methods and techniques for landscape and hydrogeochemical modelling

- 4 This study took place in three steps (figure 1).
 1. *Processing of four satellite images using remote-sensing software*
- 5 A total of four Landsat images dating from 1975, 1992, 2000 and 2006 were used. Channels 2, 3 and 4 were combined. Experimental studies on defining groups of plant species have demonstrated the clear superiority of the TM 2,3,4 combination. Supervised classification, based on the Maximum Likelihood method (*N.Boulaouat et B.Naert, 1996; Aykut Akgun et*

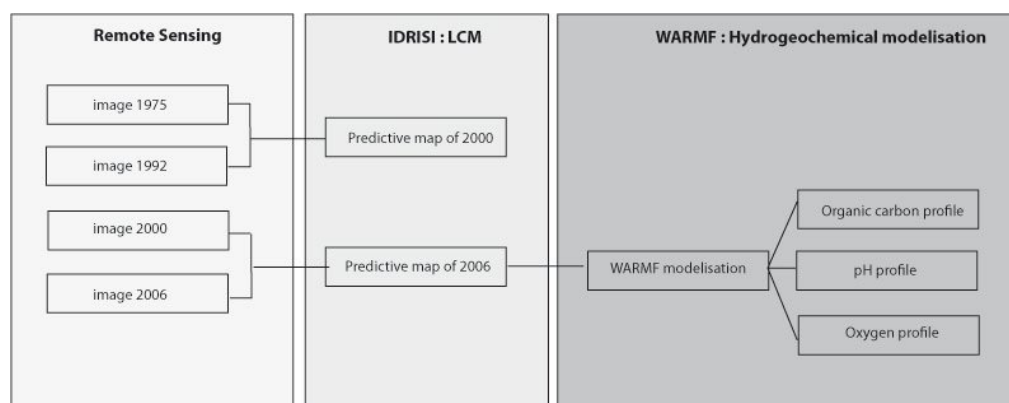
al, 2000), was used to detect the various types of land cover. The 2006 image was processed first to check the results with the actual terrain. It served as the reference point in processing the older images, using data extracted from the invariant image. The 2006 image was also used to select the samples used to process the other images, using the same method and consequently the same algorithm. The ENVI 4.5 software was used.

2. Integration of data and calibration of the LCM model for the periods 1975-1992 and 1992-2000

6 The results of the remote-sensing processing were fed into the GIS (Idrisi) database. Model calibration took place in four steps.

- The digital terrain model (DTM) was extracted from the SRTM 30 files, then corrected (filling in holes using the esrihydrological module) and transformed to cover the lakes region in a Lambert II Carto projection. The DTM could be integrated in the LCM module as a constraint to determine the impact of the slope on changes in land cover, then to estimate the flow rates at various lake outlets using the WARMF model. The slope and other physiographic factors are basic parameters in the WARMF model.
- The road network was digitised using ArcGIS and then transformed to image format to remain consistent with the other mapping data.
- The results of the remote-sensing processing were converted to image format. The images (30-metre resolution) were georeferenced and adapted to cover the same sector as the mapping data above (DTM and roads).
- A series of distance maps were created for the roads and rivers, considered as variables by the LCM module, based on the principle of a probabilistic calculation using the Markov method, which consists of evaluating the probability of one type of land cover replacing another. Several steps are needed to create the predictive maps using the LCM module, which requires land-cover images (land-cover data in image format) from two periods as input parameters. For this study, we used the images from 1975 and 1992, the image of the road network and the DTM. The model constructed the transformation matrix using the above images with, as needed, corrective action using the calibration results. Checks were run based on the 2000 image as the reference. The second step consisted of selecting a suitable method for the potential transition from among the following five, Evidence likelihood, Exponential, Square root, Natural logarithm and Logit. A quick test on the potential power of the explicative variables was run at each calibration step to validate the model. This is a means to, among other things, adjust additional data concerning the map showing the spatial trend of change, the data on the hydrographic network, the position of towns, etc. Once the model is calibrated, a predictive calculation is run using the previously selected date.

Figure 1. Method used in the Hérissou river basin



3. Predictive modelling for 2015 and 2030

7 In view of modelling the changes in land cover over the next 20 years, the LCM module served to draft predictive maps based on a number of parameters and decision rules. The parameters may be constraints or factors to limit or enable changes and consequently changes in the land

cover. For example, a first-order constraint that was taken into account during processing forbid replacing rivers and lakes with built-up areas.

8 Model calibration took place in two steps.

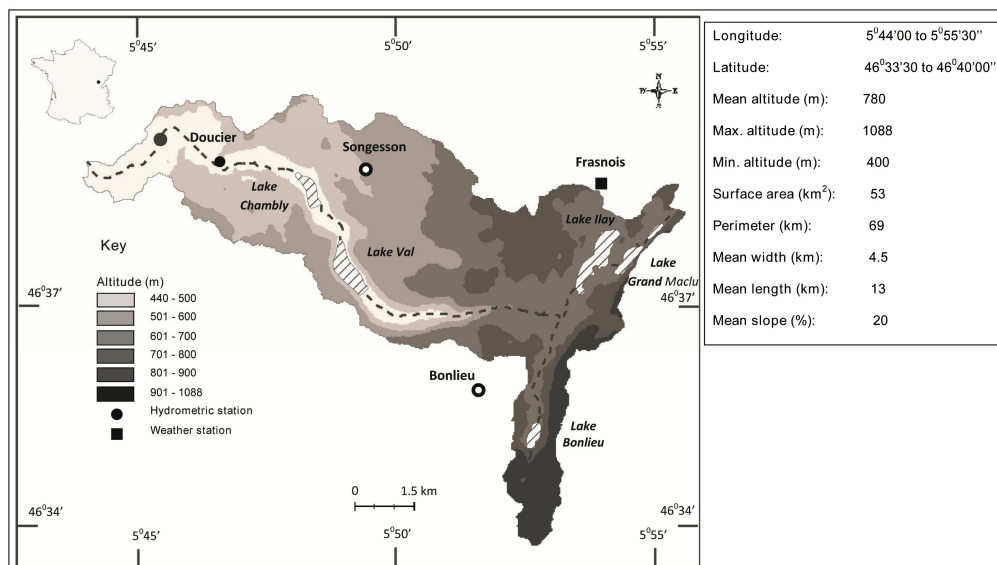
- The first step used the 1975 and 1992 satellite images to produce the predictive map for 2000. The map was compared to the processing results of the 2000 image to assess deviations and the validity of model calibration. Deviation values were in the 15% range.
- A second analysis of land cover in the Hérisson river basin, similar to the first, was run using the 1992 and 2000 images. Changes during this period were generally similar to the first, with however a slight drop in farm and open land. Calculated deviations between the 2006 predictive map and the land-cover map produced by the 2006 remote-sensing data were somewhat less than 15%. We considered these results acceptable even though they should be a bit more precise.

9 The results of this first modelling phase were fed into the WARMF hydrogeochemical model for lakes and rivers. Developed by the U.S. company Systech, WARMF is a logistic model designed to assist in decision-making and management of water resources in large river basins (Chen *et al.*, 2010). Equipped with a large chemistry database, it can evaluate physico-chemical trends in a lake or river in daily time steps. A number of parameters concerning hydrometeorology (P, T, humidity, flow rates, etc.), air and water chemistry (N, S, majors, traces, etc.), sediment (organic matter, majors, traces, etc.) and the river basin (S, P, slope, land cover, soil type, hydrodynamic characteristics, etc.) are required to calibrate the model and for its operation.

Geographical situation

10 The study area is in the Jura department, halfway between Saint-Laurent-en-Grandveaux to the east and Clairvaux-les-Lacs to the west. The Hérisson river basin covers approximately 50 square kilometres on the low and mid plateaus and comprises the towns of Frasnois in the east, Songesson in the west and Bonlieu in the south. It is bounded on the west by the town of Doucier. In total, there are six lakes, four on the mid plateau (Petit and Grand Maclu, Illay, Bonlieu) and two below (Val and Chambly) (figure 2).

Figure 2. Geographical situation of the Hérisson river basin (Jura department)



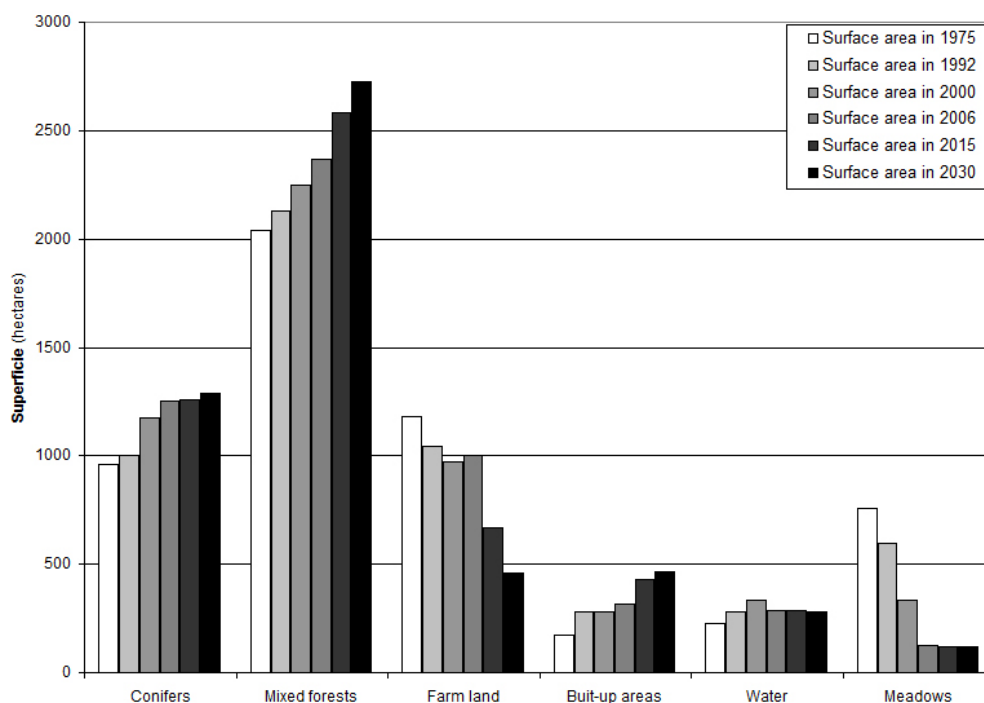
11 Economically speaking, farming (essentially livestock farming) is the main activity. Throughout the basin, meadows dominate near the lakes, with forests on steep slopes and in the higher regions.

12 Analysis of results

13 Comparative analysis of the results mentioned above revealed two fundamental aspects concerning changes in land cover in the Hérisson river basin (figure 3).

- First, a clear drop in farm land from 1975 to 1992. This was confirmed by field surveys in the town of Frasnais in April 2011. This drop probably stopped and entered a stable phase at the beginning of the 1990s, which was highly visible when comparing the 1992 and 2000 images. This was confirmed over the 2000 to 2006 period, which clearly revealed a rapid shift prior to 2000 and a slowing after 2000.
- Secondly, three types of land cover were affected by the decrease in farm land. The most affected were mixed forests, which tended to expand in the northern and western sections of the river basin, then conifers which increased in the upper regions and, finally, built-up land. The latter practically doubled in 40 years around existing villages, particularly in the lower section of the basin near Doucier.

Figure 3. Changes in land cover between 1975 and 2006



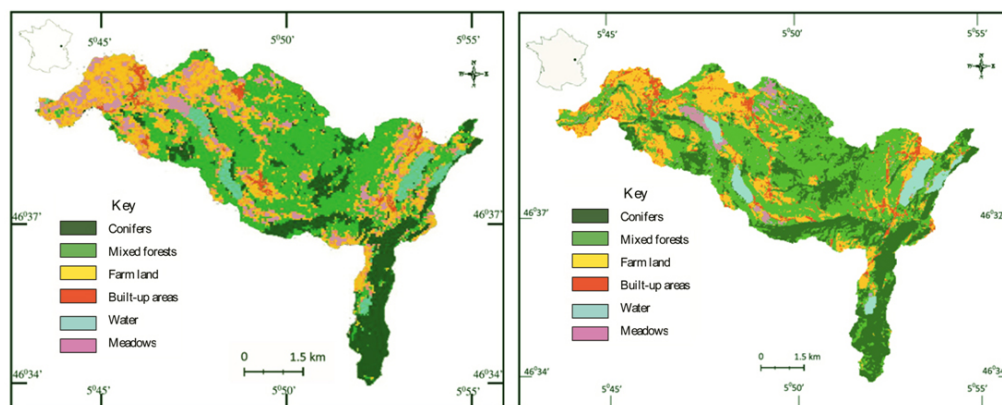
—This trend continued and significantly accelerated in 2000, clearly revealing the predominance of areas with mixed forests. Expansion of conifers was much less significant and always in the southern section, in the Bonlieu catchment.

—Built-up areas underwent major change in the lower section of the Hérissou river basin, near Doucier. They almost doubled between 1975 and 2006.

—On the whole, meadows decreased fairly significantly and provided a relatively precise indication on the closing of landscapes affecting the river basin and the Jura massif in general. This reduction resulted in an expansion of mixed forests (hardwood, pines, etc.) or of built-up areas, as evidenced in numerous villages where the percentage of recent buildings has increased sharply.

14 Generally, as noted in the figure above, the greatest losses were suffered by farm land and open areas, as often used by farmers. These losses amounted to 8% for the first category and 5% for the second. The main beneficiaries were mixed forests and conifers, particularly in the upper section of the river basin, as shown in figure 4 (see the circles), with built-up areas also benefitting locally.

15 The changes are very clear in three parts of the river basin. First, in the lakes region on the mid plateau, more precisely in the catchment of the Ilay lake where there has been a clear increase in recent construction. The same phenomena was noted in the lower section, not far from the outlet of the Hérissou basin near Doucier, and in the town of Songesson, which owns the Val lake.

Figure 4. Changes in land cover in the Hérissou river basin between 1975 and 2006

16 Conversely, there was a sharp reduction in open spaces in the same sectors, with an increase
17 in mixed forests.

18 The downstream sector also stood out with a reduction in urban areas, which were dominant
19 at the end of the 1970s, but highly fragmented by 2006 in comparison. This trend confirmed
20 the massive emigration to the towns of Clairvaux and Champagnole, which have become true
21 urban centres for the past 20 years, and the replacement of these areas with mixed forests.

18 To the south, near Bonlieu, conifers remain dominant, but a few stands of mixed forest
(conifer and hardwood) have appeared to the south-west of the lake. This expansion of conifers
continues along the Hérissou river, progressively taking over land from the mixed forests
around Songesson.

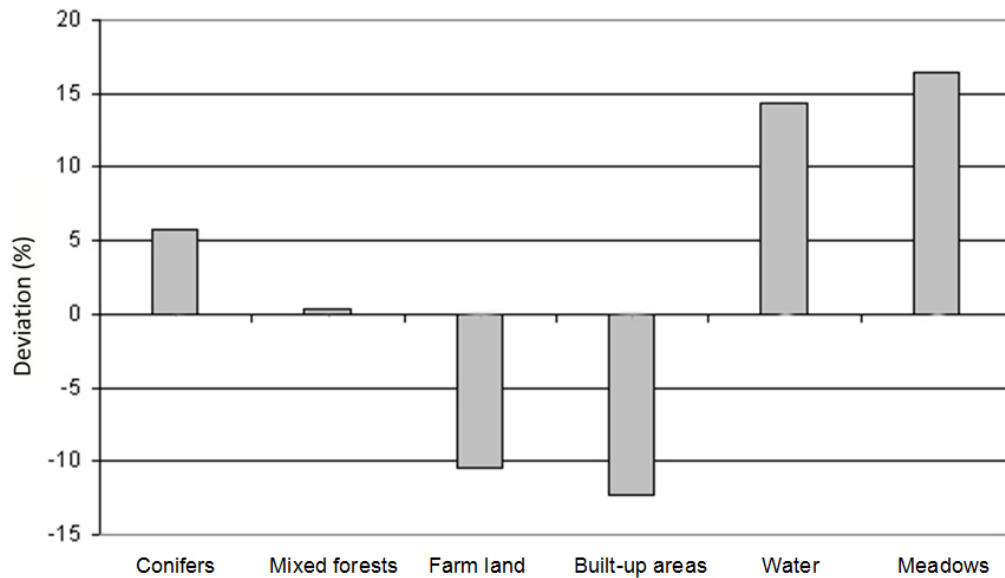
19 On the whole, there is a fairly remarkable contrast between a downstream section with dense
built-up areas and open spaces that remain open, and an upstream section where forests have
expanded (conifers in the south and mixed forests to the north).

Modelling land cover to make predictions for the next 20 years

20 The recurrent question raised by managers concerns the future of these areas over the next 20
years and primarily the plant species that will grow there, in view of measuring the influence
of the latter on the quality of the aquatic environments (the lakes). The lakes are very sensitive
to organic inputs that significantly affect their physico-chemical parameters and alter the
chemical quality of the water (release of metals, organometallic compounds, etc.). The LCM
modules (CLARK, 2010; Gilmore, 2006) made it possible to calculate the probabilities of
change in land cover and to draft a predictive map for the next 20 years. The selected change
function is a decreasing sigmoid function, given that the drop was rapid during the 1975-2000
interval and slowed considerably starting in 2006.

21 The model was first calibrated by taking into account the land-cover maps for 1975-1992 and
1992-2000. The results of each step were used to create the predictive maps corresponding to
the date of a map created using the remote-sensing data. For example, the 1975-1992 period
resulted in the predictive map pour 2000, which was then compared to the 2000 map created
using the remote-sensing data. The same procedure was used for the 1992-2000 period and the
predictive map for 2006, which was compared to the 2006 remote-sensing map. The deviations
(figure 5) indicate that model calibration was satisfactory given error values of 2 to 15%, which
is an acceptable level.

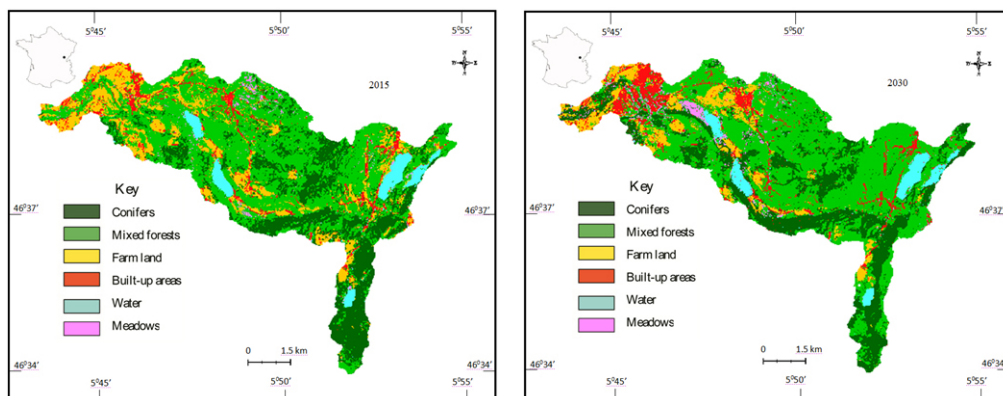
Figure 5. Residual deviation (%) between the results of the 2006 remote-sensing map and the predictive map for 2006



22 The simulations made it possible to create predictive maps for 2015 and 2030. Analysis of the results produced a number of observations concerning future changes in land cover in the Hérisson river basin (figure 6).

- The maps predict densification of urban areas in the downstream section of the river basin, around the village of Doucier. This was foreseeable given the proximity of Champagnole, which encourages this type of change. This expansion will also take place at higher altitudes, namely on the Ménétrux plateau, which currently stands out for its very agricultural character (mainly corn).
- The same phenomenon will tend to occur, but to a lesser degree, in the upper section, in the villages of Frasnois and Bonlieu. In the latter village, it is the town of Clairvaux that will exert an influence.

Figure 6. Predictive maps for land-cover changes in the Hérisson river basin in 2015 and 2030



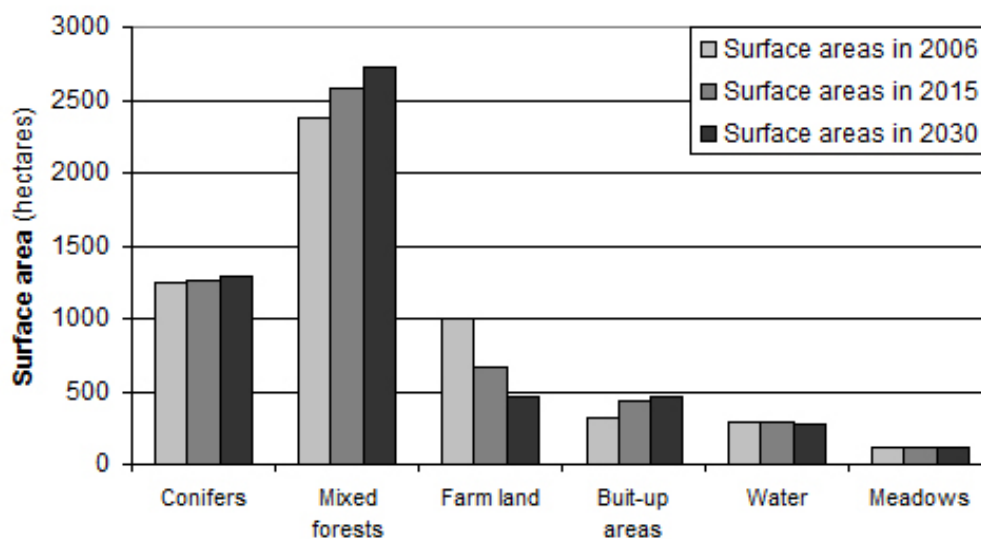
23 For forests, a trend contrary to the current trend emerges in the maps, with a sharp reduction in conifer forests in the catchment of the Bonlieu lake. This process is evident in 2015 and accelerates in 2030. Almost two-thirds of the land will be occupied by mixed forests. This trend weakens as one progresses up the Hérisson river, where conifers will tend to develop significantly on the slopes and on the upper part of the Songeson plateau.

24 Farther to the north, conifers will also develop in the area around the Ilay lake, particularly to the west where the Jurassic limestone cliffs emerge (figures 6a and 6b).

25 The comparison of the simulated cover with the data drawn from the 2006 satellite images is the means to measure the changes and to more precisely determine the sectors affected by the changes.

- 26 On the whole, two types of cover will follow the existing trend, i.e. a slow but real increase, namely mixed forests and built-up areas (figure 7).
- 27 Conversely, conifers, meadows and water areas show no change and their surface areas will remain virtually constant.
- 28 Mixed forests will cover a total of almost 2 500 hectares throughout the basin, followed by conifers with 1 200 hectares. Farm land and built-up areas follow inverse trends. Farm land will tend to decrease whereas built-up land will increase.

Figure 7. Changes in land cover between 2006 and 2030 in the Hérission river basin



- 29 These changes in land area and land cover, particularly when the plant species are conifer and hardwood trees, are not without consequences for lake waters, notably the deeper levels. Recent chemical (Martin, 1990; Nedjai *et al.*, 2010; DIREN, 1999, 2004) and biological studies on the various lakes have shown a drop in fauna and particularly benthic fauna (Verneaux *et al.*, 2004). In parallel, significant increases in organic matter have been observed in the first ten centimetres of sediment, confirming an increase in organic flows essentially from the wooded slopes and wetlands around the lakes (Nedjai, 2010). Tests to determine the percentage of organic matter in the sediment by heating to 550°C for six hours showed results of approximately 40% of the total sample weight, whereas it was only about 20% at the end of the 1800s or beginning of the 1900s. To characterise this increase, we modelled the flows of organic carbon, oxygen and pH over the 1992-2010 period using the land-cover data from 1975 and 2030 and based on current hydrometeorological conditions. This approach was decided upon because the goal is to determine the impact of land-cover changes without taking into account climate change. It is nonetheless certain that the latter is strongly linked to the plant and physico-chemical dynamics involved here.

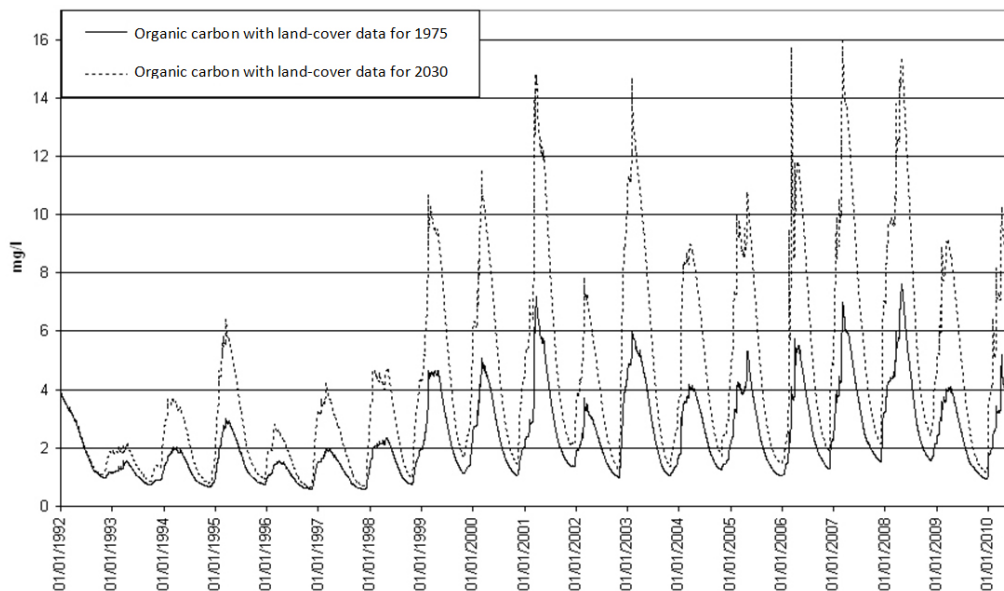
Consequences of land-cover changes on the lakes in the Hérission river basin

- 30 Input of pedological data (hydrodynamic characteristics: hydraulic conductivity, land cover), hydrometeorological data (Frasnois weather station, flow rates at the Hérission station), hydrochemical data (authors' data, 2010; DIREN 1999, 2004, 2005; Verneaux J., 1984) and geochemical data drawn from measurements by DREAL (formerly DIREN) and our own analyses made it possible to simulate the lakes and rivers of the river basin. Simulations were run with a time step of one day over the entire period under study. Calibration was based on the hydrological results (flow rates measured at the Hérission station) and model variables were adjusted for the 2000-2010 period. For that period, we have fairly complete and continuous hydrometeorological series as well as several series of chemical analyses of lake water and sediment. The simulations addressed two levels, the surface and the base of the hypolimnion to measure the intensity of disturbances in physico-chemical parameters and to determine the flows of organic matter from the catchments. The simulations were run for the years 1975

and 2030 to observe the potential drift in the physico-chemical parameters and to measure deviations caused by changes in land cover over the period. In this case, we took 1975 as the reference year, though fully aware that the disturbance, i.e. acidification, is older, as shown by the geochemical analyses that we ran on sediment in the various lakes. The reduction in cationic flows, essentially calcium, confirmed this trend and the retention of these elements by the organic deposits on the forest floor (soil litter).

31 On the whole, in terms of organic input, we observed an increase in flows of organic carbon from 1992 to 2010 (figure 8). The closing of the landscape and expansion of forests, essentially mixed forests, resulted in relatively high organic production. The organic production may be estimated at approximately 70% of the total, with spikes reaching almost 100% during years with heavy rainfall.

Figure 8. Comparison of changes in organic-carbon rates for the period 1992 to 2010, using the land-cover data for 1975 and 2030

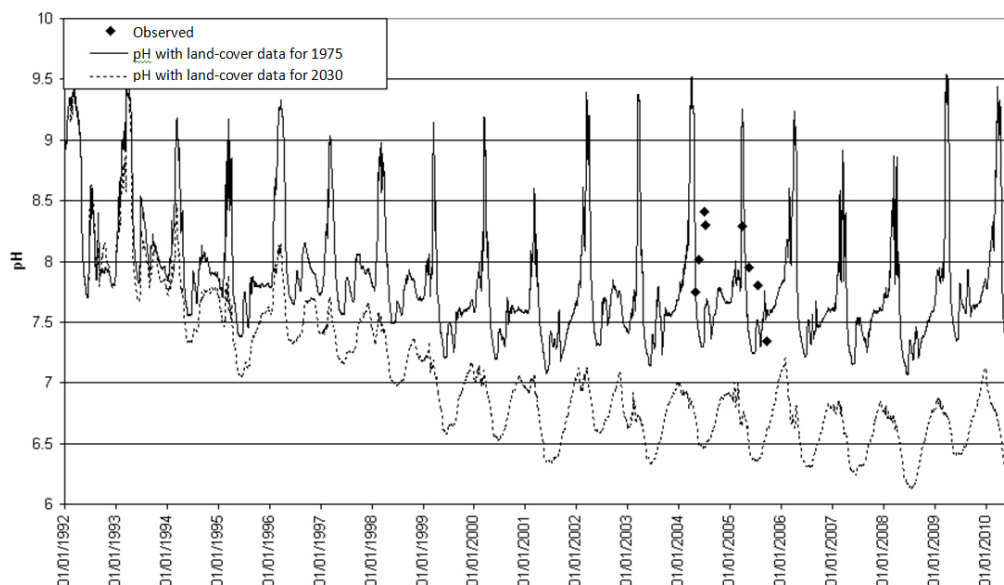


32 This increase in organic inputs disturbed the main physico-chemical parameters, particularly the pH, which dropped over the same period. As shown in figure 9, the measurements carried out in 2004 and 2005 confirmed the drop.

33 Modelling of this parameter and inclusion of the 1975 and 2030 land-cover data confirmed the trend. The state of the 1975 land cover was relatively stable, characteristic of carbonated environments, with pH values between 7.5 and 8. With the exception of a relatively slight drop at the beginning of the period, pH variations were relatively stable outside of snow-melt periods, characterised by leaching of impaired soil with, as a result, high carbonated inputs.

34 Input of the 2030 land-cover data, however, showed significant acidification and a drop of 2 pH to a level under the 6.5 threshold. Attenuation of spikes in pH was also observable, attributable to a reduction in carbonated inputs due to a thickening of the soil litter and/or of the organic layer under the lakes, thus reducing the buffer effect of the carbonated deposits.

Figure 9. Change in pH of the Ilay lake during the period 1992 to 2010, using the land-cover data for 1975 and 2030



Conclusion

35 The results of the direct measurements and of the hydrogeochemical modelling clearly reveal that changes in land cover have a direct impact on water quality, particularly at the deepest levels which enter a phase of asphyxia. Lakes are generally characterised by very slow circulation of their waters, which results in strong chemical exchanges with the lake bed. The example of the Jura mountains and the Hérisson river basin generally confirms this situation caused by the closing of the landscape. Closing is the direct result of reduced farming and expansion of forests, mainly conifers and mixed forests, into the formerly open areas. This growth in turn results in increased organic production and soil litter. The litter forms a barrier for surface runoff and considerably reduces cationic exchanges, mainly with the limestone formations in the river basin. The solid inputs, primarily organic in nature, form a barrier layer and limit exchanges between the deep water and the rock, and thus the buffer effect of the carbonated deposits. The pH values have dropped considerably over the past 30 years, signalling significant acidification of the lakes. In parallel, an equivalent drop in the redox potential was observed, which may result in the release (dissolution) of heavy metals (mercury, zinc, chrome, etc.) (Charlet *et al.*, 2003). The relatively high levels of aluminium observed in deep waters (hypolimnion) are a clear indication of this situation. Simultaneously, a drop in quality was revealed by a drop in the abundance of fauna, primarily benthic fauna which was confirmed by Verneaux (2004), and by the reduction in noble species (European whitefish).

Bibliographie

AGENCE de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, 2004. – *Les lacs du Frasnais : Ilay, Narlay, Petit et Grand Maclu*. Synthèse de données. Rapport interne.

AGENCE de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, 2008. – *Etude paléolimnologique sur 8 lacs du district Rhône-Méditerranée. Mise en place d'éléments de référence pour les lacs des 9 Couleurs, d'Anterne, de Chalain, de Lauvitel, Nègre, de Rémoray, du Vallon et de Vens Ièr*. Rapport interne.

AKGUN A., A. Husnu ERONAT A. and TURK N., 2000. – *Comparing different satellite image classification methods: An application in Ayvalik District, Western Turkey*, p 24.

BARBIERI A. and MOSELLO R., 2000. – *Recent trends in chemistry and mass budget of a high altitude lake in the southern Alps (Laghetto Inferiore, Canton Ticino, Switzerland)*, *J. Limnol*, 59 (2), pp. 103-112.

BATTARBEE R.W., MASON J., RENBERG I., And TAILING J.F., 1990. – *Paleolimnology and lake acidification*. London, The Royal Society.

- BOULAHOUAT N. ET NAERT B., 1996. – « Télédétection des ressources en sols des zones arides ». *Etude et Gestion des sols*, pp. 11-14.
- CHARLET, L., ROMAN-ROSS G., SPADINI L. AND RUMBACH G., 2003. – « Solid and aqueous mercury in remote river sediments (Litany River, French Guyana, South America) », *J. Phys. IV France* 107.
- CHEN-TUNG A. CHEN, WU J.-T., WANG B.-J., HUANG K.-M., 2004. – « Acidification and Trace Metals of Lakes in Taiwan ». *Aquatic Geochemistry* 10: 33-57.
- CHEN C. W. and HERR J. W., 2010. – *Simulating the Effect of Sulfate Addition on Methylmercury Output from a Wetland*, p 12.
- CLARK LABS., 2010. – *Modeling REDD Baselines using IDRISI's Land Change Modeler*, p. 2.
- DIREN de Franche-Comté, 1999. – *Les lacs du département du jura et leur bassin versant. Synthèse des données et propositions de gestion*. Rapport interne.
- DIREN de Franche-Comté, 2004. – *Les lacs du Frasnais Ilay, Narlay et Grand Maclu. Synthèse des données*.
- DIREN de Franche-Comté, 2005. – *Zones humides, falaises et pelouses du lac de Chalain*, Znieff n°04840007.
- EK ANNA S., RENBERG I., 2001. – « Heavy metal pollution and lake acidity changes by one thousand years of copper mining at Falun, central Sweden ». *Journal of Paleolimnology*, 26: 89-107.
- GILMORE PONTIUS Jr R. and HAO C., 2006. – *Land Change Modeling with GEOMOD*.
- MARTIN C., 1990. – *Lacs de Franche-Comté (massif du Jura), Recherches sur le seston, plus particulièrement sur le trypton organique*. Thèse de doctorat. Université de Franche-Comté.
- NEDJAI R., 2010. – *Les lacs dans leur bassin versant : de l'évaluation à la gestion environnementale. Habilitation à diriger les recherches en géographie*. Université Joseph Fourier.
- NEDJAI R., MESSAOUD-NACER N., LANSON M., 2010. – « A HISTORY OF LEAD POLLUTION IN NINE LAKES IN THE FRANCHE-COMTÉ REGION, EASTERN FRANCE, THROUGH THE ANALYSIS OF LAKEBED SEDIMENT ». *International Journal of water Resources and Environment management*. Volume 1, Number 1, January-June 2009, pp. 103-116.
- NGUYEN D. D., 2000. – *Land cover category definition by image invariants for automated classification. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Amsterdam, pp. 986-990.
- SMOL J.P., 2008. – *Pollution of lakes and rivers. A paleoenvironmental perspective*, Second edition.
- VERNEAUX V., VERNEAUX J., SCHMITT, LOVY C., LAMBERT J.C., 2004. – « The lake biotic index (LBI) : an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos ; the Lake Chalain (French Jura) as an example ». *J. Lim.* 2004, n°40.
- VERNEAUX J., 1984. – *Monographie des lacs du Jura : Lac de l'Abbaye*.

Pour citer cet article

Référence électronique

Van Tuan Nghiem, Rachid Nedjai et Nacer Nasreddine Messaoud, « The consequences of changes in forest land cover in the Alpine and Jurassic massifs on the physico-chemical status of deep lake waters », *Revue de Géographie Alpine | Journal of Alpine Research* [En ligne], 99-3 | 2011, mis en ligne le 21 février 2012, consulté le 13 février 2014. URL : <http://rga.revues.org/1611> ; DOI : 10.4000/rga.1611

À propos des auteurs

Van Tuan Nghiem

Institut de Géographie Alpine, Grenoble
 tuan.nghiem.rsc@gmail.com

Rachid Nedjai

Institut de Géographie Alpine, Grenoble
 nedjai@ujf-grenoble.fr

Nacer Nasreddine Messaoud

Maître de Conférence à l'Université Mentouri, Blida, Algérie

Droits d'auteur

© Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine

Résumé

The issue of acidification in lake waters has been the topic of numerous scientific studies in northern Europe and North America. In recent years, interest in the topic has spread to southern Europe and Asia because similar symptoms have been observed (drop in pH and in redox potential, generally accompanied by oxygen depletion). All the scientific work on the issue has concluded that the phenomenon is general and affects, to different degrees, lakes located at low to medium altitudes in mountains (the Vosges mountains and more recently the Jura mountains, in France). The difference in degree is often interpreted as the result of different combinations from three sources, namely acid rain, direct discharges of pollutants and the spread of forests (essentially conifer species). The first two sources have been confirmed, but the third is less perceptible due to slow progression of the phenomenon.

Analysis and modelling of changes in land cover in the Hérisson river basin in the Jura mountains (largely carbonated soils) confirmed the direct impact of the forest cover on the physico-chemical quality of lake waters, in particular at the deeper levels (hypolimnion) over the past 30 years. The impact is reinforced by the considerable presence of peat zones around the lakes which, during high-water periods, contribute large quantities of dissolved, particulate organic matter.

The goal of this work is to show the direct impact of the increasing forest cover observed on the Jurassic plateaus, caused by a considerable reduction in farming activity over the past 30 years. This work focuses on an analysis of land cover (vegetation), using four satellite images spanning the period from 1975 to 2006, and calls on hydrogeochemical modelling (WARMF) to evaluate changes in the physico-chemical quality, i.e. acidification, of deep lake waters. This first step is followed by a predictive phase prior to measuring the intensity of the physico-chemical changes (pH and redox) over the next 20 years to 2030. The existence of this phenomenon confirms the massive releases of heavy metals recently noted and the biological weakening observed in certain lakes, notably among the benthic fauna.

Entrées d'index

Keywords : forest, lakes, modelling, physico-chemical, prediction, river basin

Notes de la rédaction

Translation: C. Bartsch

Annexe J: Article publié 2013 “Application of GIS and Remote Sensing for Predicting Land-use Change in the French Jura Mountains with the LCM model: The Impact of Variables on the Disturbance Model”

Van-Tuan Nghiem¹, Rachid Nedjai², Van-Anh Le³, Laure Charleux⁴

1- UMR PACTE, Institute of Alpine Geography, University of Grenoble, France
14 bis Avenue Marie Reynoard, 38100 Grenoble, France ;

2- ITP HCS - EA 1210 CEDETE Université d'Orléans 10 rue de Tours BP 46527, 45 065 Orléans
Cedex 2 ;

3- Institute of Geography, Vietnam Academy of Science and Technology 18 Hoang Quoc Viet road,
CauGiay, Hanoi, Vietnam. Email;

4-Department of Geography, Urban and Environmental Sustainability Studies, University of
Minnesota - Duluth, 1123 University Drive, Duluth MN 55812, USA.

APPLICATION OF GIS AND REMOTE SENSING FOR PREDICTING LAND-USE CHANGE IN THE FRENCH JURA MOUNTAINS WITH THE LCM MODEL: THE IMPACT OF VARIABLES ON THE DISTURBANCE MODEL

Van-Tuan Nghiem¹, Rachid Nedjai², Van-Anh Le³, Laure Charleux⁴

1- UMR PACTE, Institute of Alpine Geography, University of Grenoble, France
14 bis Avenue Marie Reynoard, 38100 Grenoble, France. Email: tuan.nghiem.rsc@gmail.com

2- ITP HCS - EA 1210 CEDETE Université d'Orléans 10 rue de Tours BP 46527
45 065 Orléans Cedex 2 Email: nedjai@ujf-grenoble.fr

3- Institute of Geography, Vietnam Academy of Science and Technology 18 Hoang Quoc Viet road,
CauGiay, Hanoi, Vietnam. Email: levananh.lva@gmail.com

4 - Department of Geography, Urban and Environmental Sustainability Studies, University of
Minnesota - Duluth, 1123 University Drive, Duluth MN 55812, USA. Email: lcharleu@d.umn.edu

ABSTRACT

This research studies the land-use change for the Ain watershed in the Jura Mountains, in the East of France. Using the satellite images LANDSAT in 1975, 1992, 2000 and 2010, the land-use data for the four corresponding years was generated in the first place, and the diachronic land-use analysis from 1975 to 2010 was next carried out. In order to generate the four land-use maps, the satellite images were classified using the Maximum Likelihood supervised classification. The land-use map in 2010 is validated based on the observations from ground visits in 2011. Other land-use maps are validated by the ground truth data established from the auxiliary information layers taken in the area.

Based on the trend in the past evolution of land-use, a prediction of future land-use is generated, using the Land Change Modeler (LCM). Next, the multi-temporal analysis of land-use change is carried out and the variables affecting the LCM are evaluated using Multi-Layer Perceptron and Markov transition probabilities. Two pairs of maps (1975, 1992) and (1992, 2000) are used to generate the predictive maps.

Keyword: land-use change, GIS, remote sensing, LCM, Markov chain

INTRODUCTION

France, as well as other European countries, experiences a sharp decline of its rural population and of its agricultural potential at the same time. This significant decline recorded over the past thirty years is the direct

result of the massive rural exodus of the population toward big cities. This evolution was accompanied by the gradual closure of landscapes, usually through rapid forest colonization (conifers, deciduous, etc.). These changes were also directly impacted by climate change, which favors certain vegetation types over others. One of the main consequences of these evolutions of land-use is the disruption of water resources, both in quantitative and qualitative terms. The use of remote sensing imagery and GIS technology, in particular models of prediction of land-use change, is necessary to assess current changes and predict future changes, in order to take corrective actions aimed at reducing the intensity of these disturbances. The objective of our work is to conduct a precise analysis of land-use changes over the past thirty years, in order to identify the areas that are most affected and predict potential changes in the future.

MATERIAL AND METHODS

Area of study: the Ain watershed

The study area is located in the Jura Mountains and belongs to the Rhône watershed. The Ain watershed covers an area of 3760 km², with an average altitude of 550 m. The Ain river, which drains most of the watershed and for which it is named begins on the plateau of Nozeroy, about 50 km from the French-Swiss border (Fig. 1). The average precipitation varies from about 2000 mm in the upstream part of the watershed to about 1200 mm in the downstream part. Water issues matter because of the differences in economic activities between the upstream and downstream, devoted to grain production.

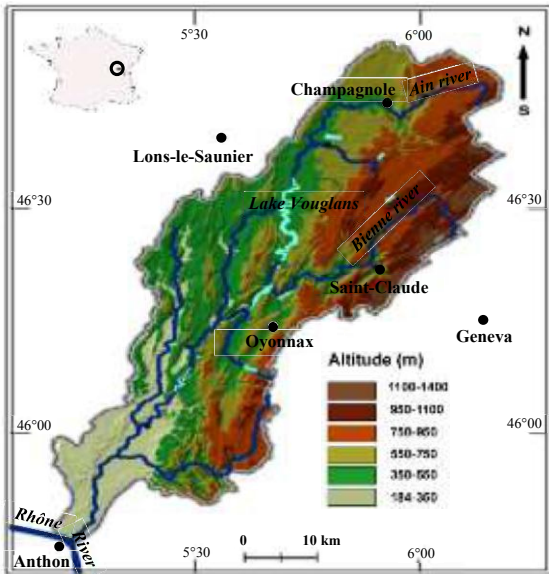


Figure 1: Geographical location of the Ain watershed

Generation of land-use

The rapid changes in land-use observed in the Ain watershed over the past thirty years are not an isolated phenomenon related to a particular process. Many studies have addressed this trend, especially in mountain areas with an agriculture-based economy (Paegelow et al, 2004). A diachronic analysis based on maps that reflect the state of the land at different time is needed in order to evaluate these changes. The creation of these maps is based on processing remote sensing images. The methodological approach is described in Figure 2. Four pairs of images covering the Ain watershed were available: Landsat4 MSS (14/07/1975), Landsat5 TM (05/08/1992), Landsat7 ETM+ (02/09/2000 and 21/09/2010). All these images correspond to the same season (dry season), in order to avoid possible classification errors due to the seasonal variation of vegetation. However, because of the heterogeneity in acquisition dates, in spatial and spectral resolution, and in angle and rotation, a preprocessing of images was applied before classification, to reduce the potential differences among images (Chander et Markham, 2003; Ruelland et al., 2008). The preprocessing consists of four steps: resampling, geometric correction, atmospheric correction and mosaicking.

The resampling step, using nearest-neighbor interpolation, was applied in order to organize the processing on the basis of a

homogeneous spatial unit. This method is capable of conserving the maximum amount of raw data (Ruelland et al, 2008). This first phase was applied only on the pair of Landsat MSS images, in order to increase the resolution from 60m to 30 m, which is the resolution of the other images. The geometric correction was performed using control points taken on both the images and field surveys using a DGPS device (Thales Promark 3). Regarding atmospheric correction, the equations used are those found in the literature. For the Landsat MSS images, we applied the equations used by Robinove, 1982; Markham and Barker, 1986; for Landsat TM images: Chander and Markham, 2003; Chander et al, 2007; and finally for ETM + images: NASA, 2002. This last correction transforms the pixel values from the [0-255] range to the [0.0-1.0] range. Finally, the last preprocessing step was to create an overall image covering the Ain watershed by mosaicking.

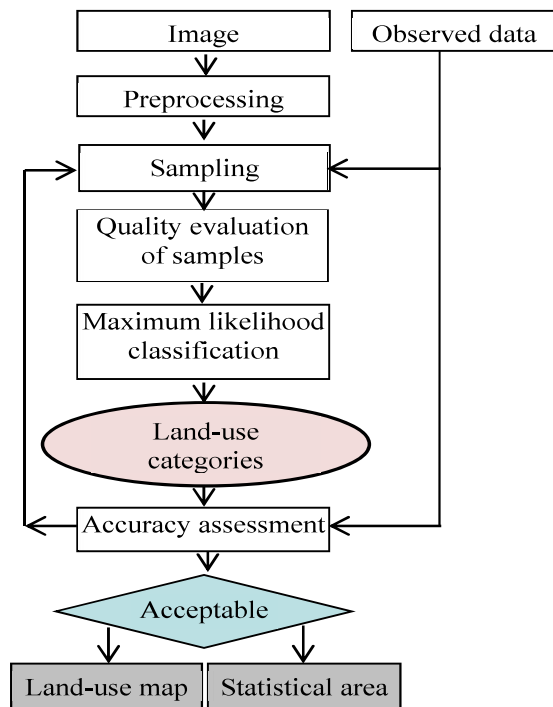


Figure 2: Principle steps of land-use map generation from remote sensing images

A total of nine land-use categories were determined by Maximum Likelihood classification (Richards and Lia, 2006; Perumal, 2010). These categories are: deciduous forest (Df), coniferous forest (Cf), mixed forest (Mf), shrubs (Sh), Agriculture (Agr), built-up area (Ba), meadows (M),

wetland (W) and water cover (Wa). The land-use categories for 2010 were validated using 50 observations points (taken in 2011 and positioned using a DGPS device) in order to assess their degree of agreement and optimize the classification.

Finally, three land-use maps were generated respectively for the years of 1975, 1992 and 2000. A double validation was performed for the different maps using both field data and auxiliary data.

Predictive mapping of land-use

Several types of models have been used to predict land-use, from different approaches, such as: mathematic, statistic, evolution (multi-agents systems), cellular automata (*Hubert-Moy et al., 2006*), as well as models based on an “approximate” approach (*Okwuashi et al, 2012; He et al, 2006 ; Hepinstall et al, 2008; Hubert-Moy et al, 2006*). In the past 20 years, several predictive models have been developed, such as LCM (Land Change Modeler), Markov chain, CA-Markov and GEOMOD. Linked to GIS, they are considered powerful tools to predict land-use change, due to the variety of treatment they offer, including ecological simulation and probabilistic calculations applied to changes (*Eastman, 2009 ; Pontius and Chan, 2006 ; Tewolde and Cabral, 2011*). In our study, the LCM model, integrated in IDRISI Taiga software, was chosen due to its ability to simulate the changes in several categories at once with acceptable accuracy (*Eastman, 2009 ; Islam and Ahmed, 2011*).

This model requires two input maps at two different dates (t1 and t2). The processing allows to identify gains, losses, areas of transition and moreover to quantify the rates of land-use change between the two dates (*Tewolde and Cabral, 2011*). LCM is distinguished from other models by its ability to simulate and predict several categories on the basis of potential transitions, which are considered as variables that represent land-use changes. Each transition is modeled using two options: 1) a logistic regression, 2) Multi-Layer Perceptron (MLP - a neural network) (*Eastman, 2009*). The accuracy of the predictive maps obtained by these two options is not significantly different (*Oñate-Valdivieso and Sendra, 2010*). In this study, the use of

MLP is a reasonable approach for two reasons: it requires less data (*Atkinson and Tatanall, 1997; Martinuzzi et al, 2007; Dadhich and Hanaoka, 2010*) and it runs faster than logistic regression.

Change detection and definition of explanatory variables

The analysis of land-use changes was performed for two pairs of maps: 1975-1992 and 1992-2000. The assessment of interactions between changes and potential explanatory variables, and of the impact of the latter on prediction results, was carried out in two phases. The first phase focused on the pair 1992-2000 and the results were validated through a comparison with the 2010 land-use map. The second phase focused on the pair 1975-1992 and the accuracy of the results was assessed by comparing them to the land-use maps for 2000 and 2010.

We studied land-use changed using the methodology proposed by *Eastman. (2009)*, which consists in determining the relative shares of persistence, gain, loss and exchanges between the studied categories, based on the analysis of a cross table between two land-use maps. Changes that occurred between the two years analyzed (1992, 2000) or (1975, 1992) were identified and included in the sub-model of transition to assess the relationship between the observed changes and explanatory variables. These were selected based on their explanatory potential, assessed through the Cramer’s V coefficient, used in this case as an indicator of the explanatory power of each variable. A high value of this coefficient shows the importance of the explanatory variable. Thus, a value greater than or equal to 0.15 is considered acceptable. Beyond 0.4, the explanatory variables are considered very satisfactory (*Eastman, 2009*). In this study, eight (8) explanatory variables will be considered, including: DEM, slope, aspect, distance to roads, distance to rivers, distance to cities, annual precipitation and soil types.

Modeling the land-use changes

Once these explanatory variables have been determined, the probability of occurrence of each transition was calculated. To ensure the reliability of the potential transitions modeling, the parameters of the sub-model of transition

were calibrated. This sub-model shall be considered acceptable if the accuracy rate is at least 70% (Eastman, 2009). Predictive modeling of the land-use changes to the year 2010 was developed by the application of Markov chain (Tewolde and Cabral, 2011; Pontius and Chan, 2006; Islam and Ahmed, 2011). The method requires the land-use map for 2000 and the potential transitions previously calculated. The sub-model provides the matrix of transition probabilities for 2010, which gives the probability changes of categories. In this matrix, the rows represent the categories of the land-use map in 2000 and the columns represent the categories of the predictive map for 2010.

Model validation and scenario generations

For validation purposes, the predictive map to 2010 is compared to the reference map corresponding to the same date. This comparison allows the calculation of the global accuracy of the kappa coefficient and of the accuracy of each predicted category. The predictive map will be considered acceptable if it meets the following requirements: (1) the overall accuracy should be greater than 85% (Anderson et al, 1971) and (2) accuracy for each category should be of the same order (Eastmans, 2009). After calibration and validation of the model, the predictive map to 2030 was generated, on the basis of the optimized parameters. It is clear that the current conditions may change in the future, which could produce a source of potential errors. The predictive map to 2030 will be used to assess the general trend of land-use changes and to determine the potential deviations with respect to 2010.

RESULTS AND DISCUSSION

Land-use maps

After the classification phase of the four images, a phase of accuracy estimation is needed to evaluate the deviations with respect to the results of field observations in 2011 and 2012 and auxiliary data. Two indices are used to evaluate the accuracy, the global accuracy and Kappa coefficient. It will be considered acceptable or satisfactory if the global accuracy reaches or exceeds 85% (Anderson et al., 1971). The results of accuracy calculation

for the four maps after the image classification are summarized in Table 1. The global accuracy exceeds 85% and the values of Kappa coefficients are greater than 0.83, thus confirming the validity of the classification and the acceptable results.

Table 1: Accuracy calculated for the four land-use maps

Dates	1975	1992	2000	2010
Accuracy (%)	85.67	91.09	91.73	86.54
Kappa	0.827	0.89	0.90	0.83

Analysis of land-use changes

The figure 3 shows the net change by categories between 1992 and 2000. Overall, the land occupied by shrubs and agriculture shows the largest decline recorded. The lost farm land (nearly 10,000 ha) have been mainly replaced by deciduous forest (2 800 ha), mixed forest (2,900 ha), grasslands (2,900 ha) and by built-up areas (1,100 ha). In these four categories, the first three shows clear evidence of landscape closure, whereas the last one can be explained with the expansion of built-up areas near urban regions.

On the contrary, forests registered the highest gain (85,000 ha), therefore confirming the landscape closure. However, they lost about 56,000 ha in the downstream regions of the watershed, where agricultural pressure and water consumption remain high. The economy of these areas is based on cereals. The global balance is positive (29000 ha), which is verified in the field by the massive reduction of agricultural activity due to the migration of rural populations, as confirmed by census data.

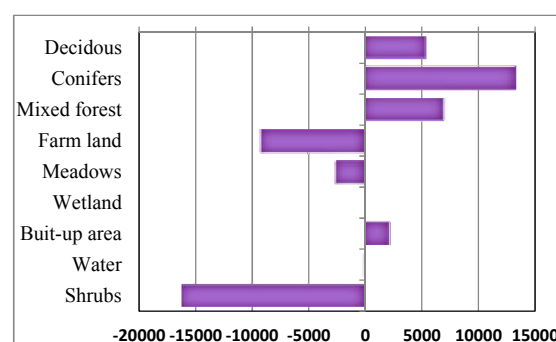


Figure 3: Representation of the net change by land-use categories between 1992 and 2000 (ha)

This first phase of analysis identified the changes that occurred between categories of land-use between two years (1992-2000), and

then calculated the potential transitions. The results are included in the sub-transition model to predict the land-use changes for the next thirty years. All possible changes between the two reference maps (1992, 2000) are used for the calculation of potential transitions. In this study, a total of 25 transitions were identified and taken into account in the sub-model of transition.

Evaluation of explanatory variables

Cramer's V and associated probabilities were used to assess the relevance of the selected explanatory variables (8 in total: see Tab. 2) and their correlation with previously identified transitions (25). The results are shown in Table 2.

Normally, only coefficients greater than 0.15 will be accepted. However, in some cases, a lower threshold can be used in order to improve the correlation between the explanatory variables and the transitions (Oñate-Valdivieso and Sendra, 2010). A calibration phase of the sub-model of transition allows the adjustment of the principle parameters (Max sample size; Start learning rate; End learning rate; Momentum factor; Sigmoid constant) by applying the MLP method. The assessment of the results quality

is based on the root mean square error (RMSE) for the learning and testing phases, as well as on the accuracy rate. The RMSE is around 0.14 at the end of the calibration and an accuracy rate of 76% is reached after 7000 iterations, greater than the recommended threshold value (70%) (Eastman, 2009). These results confirm the satisfactory calibration of the sub-model of transition, which enables the calculation of potential transitions by applying the Markov chain. The potential transitions shown in Table 3 are relatively high for shrub areas and grasslands, whereas they are relatively low for built-up area and water.

Validation of predictive map and scenario

The predictive phase consists of two steps. First step is to create a predictive map for the year 2010 (Figure 5), for which we have a reference map to compare with. The second stage is specific to the extension of the prediction until 2030 (Figure 6). Table 4 summarizes the main results of this phase applied to the reference map and the predictive map for 2010. The global accuracy is greater than 93% and the « Kappa » coefficient is equal to 0.92. The category with highest accuracy is Water (about 96.84%).

Tableau 2: Cramer's V coefficient of explanatory variables

Categories	V_Globale	V_Df	V_Cf	V_Mf	V_Agr	V_M	V_W	V_Ba	V_Wa	V_Sh
Explanatory variables										
Distance to rivers	0.06	0.00	0.03	0.11	0.09	0.08	0.04	0.03	0.06	0.09
Distance to roads	0.09	0.00	0.03	0.18	0.15	0.19	0.04	0.02	0.08	0.01
Distance to cities	0.09	0.00	0.07	0.08	0.11	0.12	0.03	0.01	0.22	0.03
DEM	0.32	0.43	0.57	0.50	0.64	0.56	0.08	0.17	0.45	0.15
Slop	0.27	0.00	0.18	0.37	0.46	0.47	0.25	0.13	0.47	0.45
Aspect	0.36	0.21	0.32	0.50	0.63	0.24	0.12	0.58	0.78	0.10
Annual précipitations	0.33	0.43	0.57	0.50	0.64	0.26	0.13	0.47	0.45	0.15
Soil Types	0.44	0.35	0.66	0.58	0.72	0.26	0.14	0.79	0.57	0.20

Tableau 3: Transition probability matrix of land-use to 2010 of Ain watershed

		Land-use predicted for 2010								
Land-use in 2000	Categories	Df	Cf	Mf	Agr	M	W	Ba	Wa	Sh
	Df	0.72	0	0.18	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
	Cf	0.00	0.76	0.19	0.00	0.00	0.00	0	0	0.02
	Mf	0.01	0.08	0.84	0.01	0.02	0.00	0	0.00	0.02
	Agr	0.01	0.00	0.01	0.88	0.04	0.00	0.01	0.00	0.00
	M	0.16	0.00	0.08	0.24	0.42	0.04	0.00	0.00	0.02
	W	0.00	0.00	0.00	0.08	0.04	0.84	0.00	0.00	0.00
	Ba	0	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.90	0.00	0.00
	Wa	0.00	0.00	0.05	0.02	0.02	0.00	0.00	0.86	0.01
	Sh	0.00	0.26	0.11	0.00	0.09	0.01	0.05	0.00	0.44

Table 4: Accuracy validation between reference and predictive maps for 2010

Catégories	Producer's Accuracy [%]	User's accuracy [%]	Commission error [%]	Omission error [%]
Deciduous	83.90	79.31	20.69	16.10
Conifers	87.78	95.49	4.51	12.22
Mixed forest	82.73	84.07	15.93	17.27
Farm land	90.66	82.61	17.39	9.34
Meadows	72.37	66.03	73.97	33.97
Wetland	84.93	81.27	18.73	15.07
Buit-up area	85.01	98.65	1.35	14.99
Water	96.84	75.17	24.83	3.16
Shrubs	79.39	75.62	24.98	20.61
Globale Accuracy (%)	93.31			
Kappa Coefficient	0.92			

Farmland, coniferous forests and urban areas also show high accuracy levels, respectively 90.66%, 87.78% and 85.01%. However, the grassland category shows a relatively low accuracy level (72.37%).

The commission error is between 1.35 (buit-up area) and 24.98 (Shrubs), whereas omission error is between 3.16 (water level) and 33.97 (grassland). These are generally acceptable levels and have low effect on the final result.

The calculation of these accuracies and Kappa coefficients confirms the validity of this model.

Based on these results, the land-use map to 2030 was generated (Figure 6).

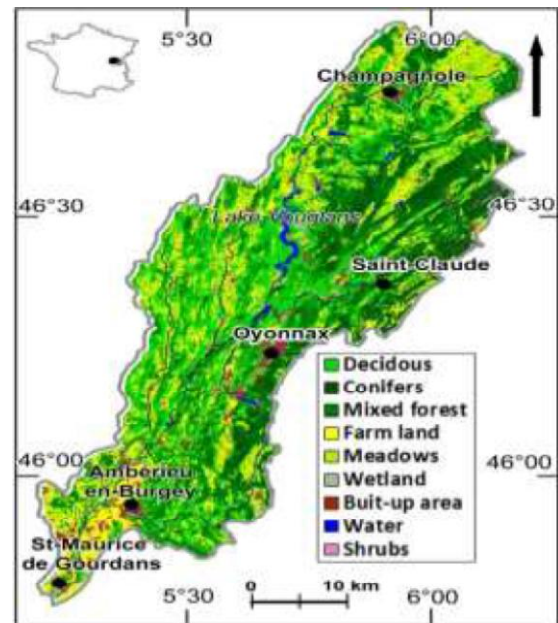


Figure 5: Land-use prediction to 2010

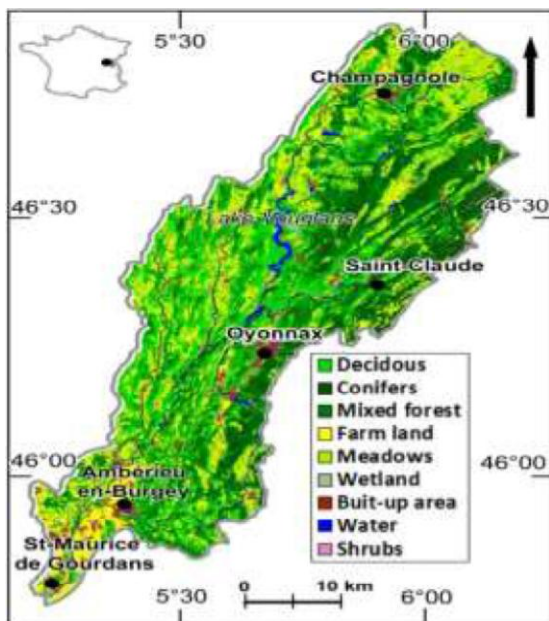


Figure 4: Extracted land-use from 2010 image

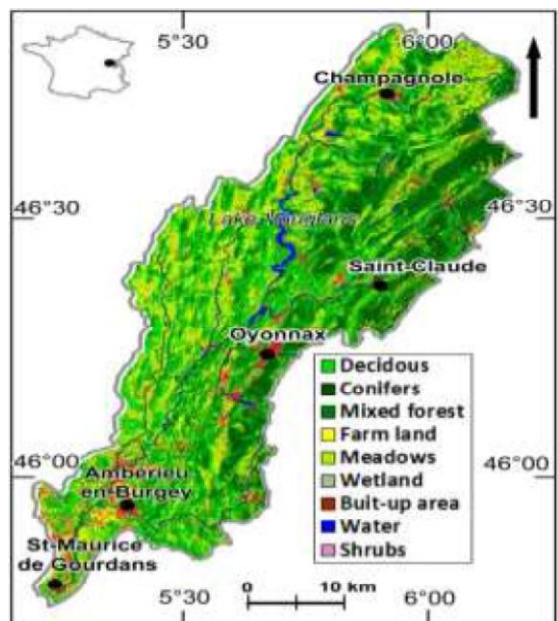


Figure 6: Land-use prediction to 2030

Effect of the predictive period on the prediction of land-use

The time factor affects the global accuracy of the prediction, which decreases when the selected time interval increases. To gauge the influence of the time factor and assess the loss of precision, two predictive maps were generated for the years 2000 and 2010, based on reference maps for 1975 and 1992. These maps were compared to the reference maps for the same dates, in order to identify deviations and evaluate the accuracy. The result is relatively high for the map of 2000, reaching 83.96% against 80.19% for the map of 2010 (Table 5).

The difference of accuracy between the prediction maps for 2000 and 2010 (10-year interval) is about 3.77%. The result shows that the prediction is valid for short periods of 5-10 years and the loss of accuracy may reach or exceed 10% for periods beyond 20 years, which is remarkable.

Table 5: Evolution over time of predictive maps accuracy

Land-use \ Precision	Accuracy [%]	Kappa Coefficient
Land-use for 2000	83.96	0.8162
Land-use for 2010	80.19	0.7811

Effect of explanatory variables on the land-use prediction

This modeling phase serves to evaluate the effect of explanatory variables (EV) on the accuracy of the predictive map. Several modeling phases were programmed, each distinguished by the omission of one or more of the variables mentioned above, in order to evaluate their specific effects on the accuracy of the results.

Table 6 shows the accuracies and the Kappa coefficients for the following combinations: 7 EV (without soil types); 6 EV (w/o soil types and precipitation); 5 EV (w/o soil types, precipitation and aspect); 4 EV (w/o soil types, precipitations, aspect and DEM).

Table 6: The accuracy of the land-use map according to the number of explanatory variables

Precision \ Land-use	Land-use to 2010 [4 EV]	Land-use to 2010 [5 EV]	Land-use to 2010 [6 EV]	Land-use to 2010 [7 EV]	Land-use to 2010 [8 EV]
Accuracy (%)	89.01	89.44	89.70	90.61	93.71
Kappa Coefficient	0.8534	0.8827	0.8856	0.8957	0.9257

As a result, the combination of 8 variables recorded the highest accuracy (93.71%) and a Kappa coefficient of 0.92. The combination of 4 variables showed the lowest precision (Accuracy = 89.01%; Kappa = 0.8534). It is important to note that in the case of absence of the soil types, accuracy drops from 93.71% to 90.61% underlining the importance of pedology in the process of predictive modeling.

CONCLUSION

The evolution of the land-use of the Ain watershed is very clear. The reductions of economic activities, in particular in agriculture, as well as the urban growth are two key indicators of these changes. The evaluation of land-use changes is often based on the diachronic analysis of old maps, mostly from the past two decades. This approach is relevant and remains reliable, but it cannot give a clear view of future evolution. The use of new technologies, particularly in remote sensing and GIS, provides reliable alternatives. The extraction of land-use data from four satellite images and their diachronic analysis allowed us to assess land-use evolution over the last thirty years (1975-2010), to identify areas of the Ain watershed where the landscape has changed and, moreover, to determine the variables that affect these changes. These variables were used to feed the prediction model (LCM) and generate maps that provide an accurate enough vision of the future. Several conclusions from the study:

- The number of explanatory variables has important effects on the accuracy of the land-use predictive modeling.
- The accuracy of the predictive map decreases by about 3.8% over 10 years. It will be considerably diminished beyond 15 to 20 years and thereby increases the potential errors.

It is therefore necessary to establish reliable land-use maps, with acceptable predictive data for short and medium term, which can provide helpful information in integrated watershed management.

REFERENCES

- Anderson JR et al., 1971, Land-use classification schemes used in selected recent geographic applications of remote sensing: *Photogramm.Eng.*, v. 37, no. 4, p. 379-387.
- Atkinson P.M., Tatanall A.R.L., 1997, Neural networks in remote sensing, *International Journal of Remote Sensing*, Vol.18, No. 4, pp. 699-709.
- Chander G., Markham B.L., 2003, Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions On GeoScience and Remote Sensing*, Vol.41, pp. 2674–2677.
- Chander G., Markham B.L., Barsi J.A., 2007, Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration. *IEEE GeoScience and Remote Sensing Letters*, Vol. 4, No. 3, p. 490-494.
- Eastman., 2009, *IDRISI Taiga: Guide to GIS and Image processing*. Clack Lab-Clack University. Manual version 16.02, 342p.
- He C., Okada N., Zhang Q et al., 2006, Modeling urban expansion scenarios by coupling cellular automata model and system dynamic model in Beijing, China. *Journal of Applied Geography*, Vol. 26, p 323–345. Elsevier.
- Hepinstall J.A., Alberti M., Marzluff J.M., 2006, Predicting land cover change and avian community responses in rapidly urbanizing environments. *Landscape Ecol*, Vol. 23, p 1257–1276. Springer.
- Hubert-Moy L., 1998, Analyse de la structure spatiale de l'occupation des sols par télédétection. In «Agriculture Intensive et Qualité des Eaux» (dir. C. Cheverry), ed. *INRA*, pp 41-52.
- Hubert-Moy L., Corgne S et al., 2006, Modélisation prédictive et prospective des changements de l'occupation des sols. *Interactions Nature-Société, analyse et modèles*, pp : 1-6.
- Islam M. S., Ahmed R., 2011, Land-use change prediction in Dhaka city using GIS aided Markov chain modelling. *Journal of Life Earth Science*, Vol. 6, pp: 81-89.
- Markham, B.L., Barker, J.L., 1986, Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures, vol.1, EOSAT Landsat Tech. Notes.
- Martinuzzi S., Gould W. A., Gonzalez O.M.R., 2007, Land development, land-use, and urban sprawl in Puerto Rico integrating remote sensing and population census data, *Landscape and Urban Planning*, Vol.79, 288–297.
- NASA., 2002, *Landsat-7 Science Data User's Handbook*, NASA/Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD, Chap. 11.
- Okwuashi O., Isong M., Eyo et al., 2012, GIS Cellular Automata Using Artificial Neural Network for Land-use Change Simulation of Lagos, Nigeria. *Geography and Geology*; Vol. 4, No. 2, p 94-101. Canadian Center of Science and Education.
- Oñate-Valdivieso F., Sendra J.B., 2010, Application of GIS and remote sensing techniques in generation of land-use scenarios for hydrological modelling. *Journal of Hydrology*. Elsevier, Vol 395, pp : 256–263.
- Perumal K., Bhaskaran R., 2010, Supervised classification performance of multispectral images. *Journal of Computing*, Vol 2, Issue 2, ISSN 2151-9617, pp 124-129.
- Pontius Jr G.R., Boersma W., et al., 2007, Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Ann Reg Sci*. Springer-Verlag, Vol. 42, pp: 11–37.
- Richards J.A., Jia X., 2006, *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Book of Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 454p.
- Robinove C.J., 1982, Computation with physical values from Landsat digital data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48, pp. 781–784.
- Ruelland D., Dezetter A., et al., 2008, Long-term monitoring of land cover changes based on Landsat imagery to improve hydrological modelling in West Africa. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 29, No. 12, p. 3533–3551. Taylor & Francis.
- Tewolde M.G., Cabral P., 2011, Urban Sprawl Analysis and Modeling in Asmara, Eritrea. *Journal of Remote Sensing*, vol. 3, pp: 2148-216.

Annexe K: Article publié 2013 “Water Resource Decrease Due to Land-Use Changes in the French Jura Mountains: A Combined Use of the SWAT Model and Land Cover Modeling to Evaluate the Global Trend”

Rachid Nedjai¹, Van-Tuan Nghiem², Abelhamid Azaroual¹, Laurent Touchart¹, Nasredine Messaoud-Nacer³

1-Institut de Géographie Alpine Université de Grenoble France (14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France) ;

2-PhD Student UMR PACTE Institut de Géographie Alpine Université Joseph Fourier Grenoble France (14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France) ;

3-Université de Blida Algérie

Water Resource Decrease Due to Land-Use Changes in the French Jura Mountains: A Combined Use of the SWAT Model and Land Cover Modeling to Evaluate the Global Trend

Rachid Nedjai^{1,*}, Van-Tuan Nghiem², Abelhamid Azaroual¹,
Laurent Touchart¹, Nasredine Messaoud-Nacer³

¹Institut de Géographie Alpine Université de Grenoble France (14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France)

²PhD Student UMR PACTE Institut de Géographie Alpine Université Joseph Fourier Grenoble France
(14 bis Avenue Marie Reynoard 38100 France)

³Université de Blida Algérie

Abstract The main goal is to evaluate the impact of land-use changes on water resources and to predict their evolution during the next 30 years. The investigation of four landsat images (1975, 1992, 2000 and 2006) allows close detection of the landscape and shows substitution of grassland by trees, especially in higher areas. We use the LCM model with Idrisi software to predict land-use evolution and then the SWAT (hydrological model) to calculate the water flows under these new land-use conditions. The climatic conditions are kept unchanged for the predictive phase. The results show a clear decrease of the flows during the simulation period (1975-2010) which is around 15%. In fact, this observation can be related to the encroachment on landscape of landscape caused by the rural exodus recorded in France since 1970. The reduction in volume could be caused by evapo-transpiration and/or rises in infiltration generating underground circulation.

Keywords Watershed, Flow, Land-use, Response Unit, GIS, Remote Sensing, DEM

1. Introduction

Most of the processes that have substantial effects on the environment and especially water systems are related to land-use change. In the French Jura Mountains, this phenomenon is highly related to the agricultural activities in the area and their reduction over the last 30 years. The transition processes are therefore the results of combining several natural and anthropogenic factors. They contribute to increased erosion processes such as chemicals transfers, and surface runoff. The acquisition of geographical data can be done by using remote sensing and GIS. The data is processed by using raster GIS techniques and several models dedicated to the evaluation of changes (LCM: Land Change Modeler), and used in the hydrological model to predict its impacts. This permits the comparison of the relative evolution of land cover over four dates, calibrating the hydrological model and finally trying to make predictions for the next 20 years. In France and especially in the mountainous areas (Alps, Jura,

Vosges), the land cover shows several changes and most of the mountainous areas have seen their land-use changes progressively over the past three decades. Despite this, management forecasts are often beset by risks due to the unpredictability of the effects of the various actions envisaged. Managers may be faced with a choice between inaction or putting an action in place which has no guarantee of success.

Our study will be focus on the evaluation of the degrees of change by using both remote sensing and GIS techniques which lead to the production of several models. These results provide a first basis for hydrological modelling and acquisition of useful forecast data for management.

This article has two objectives: firstly, to assess the degree of transformation of forest landscape and secondly, to evaluate its impact on the hydrological dynamics of the Jura lakes and in particular the Hérisson watershed. It is a prerequisite for the transposition of treatment to the larger Ain watershed, which is a major challenge for the region. This attempt at ecological and hydrological modeling is the first of its kind in this region. It represents an innovative estimation of the evolution of vegetation cover, which provides a promising alternative for the management of large watersheds under the European framework directive.

* Corresponding author:
nedjai@ujfgrenoble.fr (Rachid Nedjai)

Published online at <http://journal.sapub.org/ajee>

Copyright © 2013 Scientific & Academic Publishing. All Rights Reserved

In scientific terms, the paper attempts to evaluate this combination by estimating the predictive accuracy of the analysis both concerning vegetation cover and its consequences on the hydrological dynamics of the area. In this case, it is the definition of the limits of these models and the degree of freedom of their predictions, beyond which their calculations may not be considered valid.

2. Study Area

The study area of 53 km² belongs to the wide basin of the Ain which is a sub-watershed of the Rhône watershed. The Herisson watershed is located in the Jura department (39), in the east of France, 50 km from the Swiss border. The altitude range varies from 500 m in Val lake to more than 750 m for Ilay lake (Figure 1).

The basin belongs to the Jura Mountains, being distinguished by a continental climate with few oceanic influences. The average yearly precipitations (rain and snow) fluctuate around 2 m and the average temperature is around 10°C. Most of the watershed surface (60%) is covered by trees and surrounding areas are allocated to pasture, agriculture and buildings.

The site under consideration is located on the second

plateau of the Jura which contains three plateaus modeled by several tectonic phases of the Jurassic and Cretaceous periods. Most of these are defined by regional faults oriented N-S which form part of the Syam network. The soil types are mainly brown earth for the first 15 cm followed by brown clay for 40 cm, amounting to around 75% of the total area. Agriculture is the principle economic activity, especially milk production, forestry and timber production.

3. Methodology and Material

To achieve our objective, several steps were necessary as shown in Figure 2. The first step focused on data production, especially landscape characterization done using remote sensing (RS) and GIS (Geographic Information System) software. The second phase was dedicated to the definition of the principle hydrological parameters (HRU), model calibration and validation. The third part was an attempt to assess the potential impact of land-use changes on the hydrological response and finally the variation of hydrological flow in several lakes. This shows that renewal times have increased, affecting most of the principle physical characteristics of the water courses.

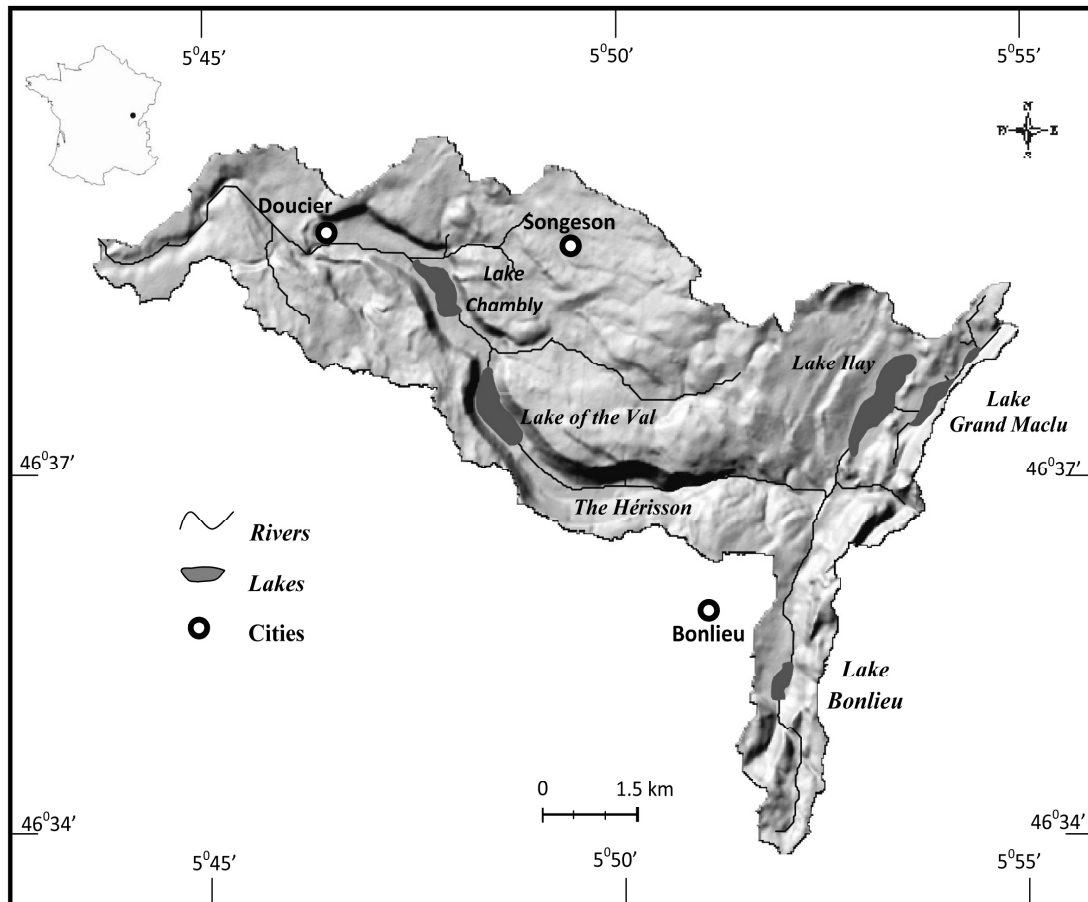


Figure 1. Geographical location of the Herisson watershed (France)

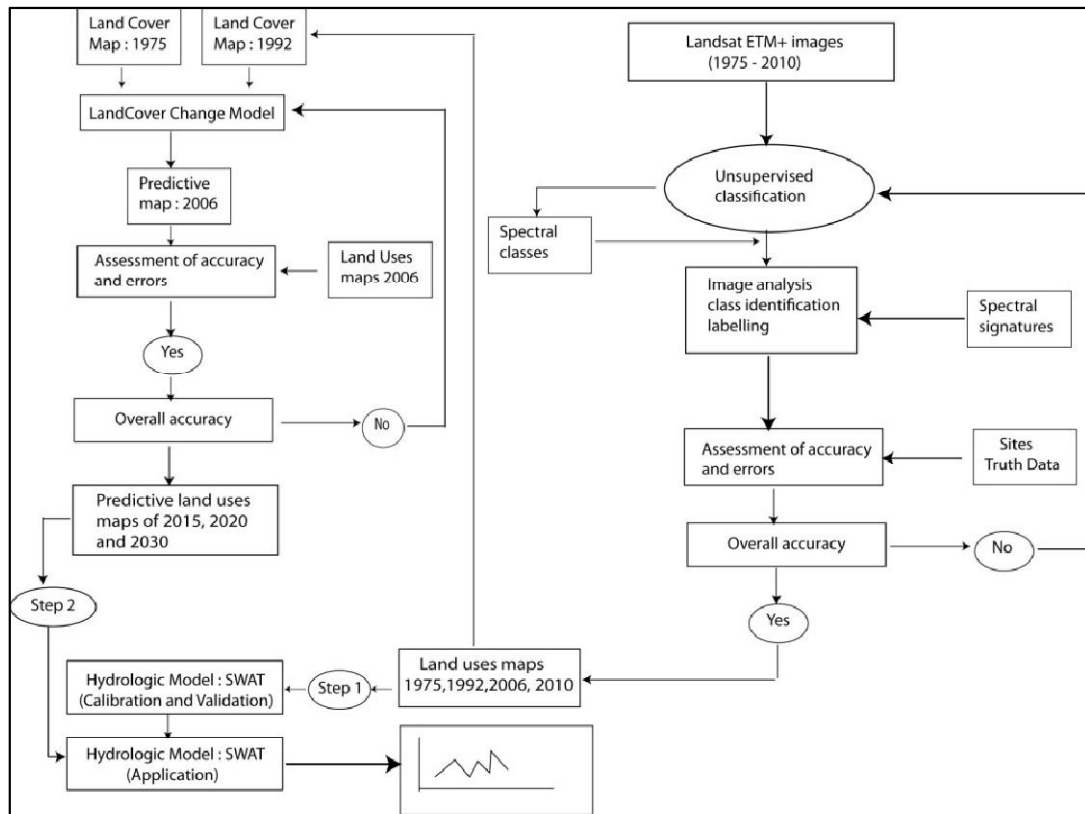


Figure 2. Principle steps of the protocol used to evaluate the impact of land-use on hydrological flows

3.1. Remote Sensing and Land Cover Definition

In order to study the dynamics of land-use, maps reflecting the status of land-use at different times are required.

To create these maps, four images of the study zone were used: Landsat7 ETM+ (21/09/2006 and 21/07/2000), Landsat5 TM (05/08/1992), Landsat MSS (14/07/1975). These images in the zone under consideration were taken in the same season (dry season). This limits the possibility of errors in the classification process caused by the influence of seasonal factors on the changes in vegetation.

Acquired data sets were processed and examined with ENVI4.5 software. After downloading from the Global Land Cover Facility (GLCF) and importing to ENVI, the satellite data were assessed for image quality.

The ETM+, TM and MSS images did not exhibit any significant radiometric noise in the entire scene. These images also confirmed geometric correction by enabling comparison of the positions of specific points on the images and on the topographical map. The results showed that the geometric correction of the images is within acceptable standard (less than 1 pixel).

Before actual image classification, the spatial resolution of the images had to be synchronized. The original resolution of the MSS image was 57 x 57 meters. To compare this with the ETM+ and TM images, whose resolutions are 28.5 x 28.5 meters, the MSS image needed re-sampling.

The ETM+ 2006, ETM+ 2000, TM 1992 and MSS 1975 images were classified using the Maximum Likelihood supervised classification, the most popular method used for

quantitative analysis of remote sensing data (Pontius et al., 2007). This method is based on using appropriate algorithms for pixels² classification in an image. Many algorithms are available for classification, such as the ones based on models of probability distribution (Pontius et al., 2007; Perumal et al., 2010). According to several studies (Cetin et al., 2004; Frinelle et al., 2001; Gholami et al., 2010; Akgün et al., 2004; Perumal et al., 2010), the Maximum Likelihood algorithm provided the most accurate and the most stable classification results. In addition, our experiments made during this study have again proved the above observation. The images from the seven predominant land-use types of the Herisson basin were classified in a monitored way: conifers, mixed forest, farm land, built-up areas, water and meadows. This was done by considering the spectral signatures from the training sites which were selected. Finally, the classification of images was processed. With this procedure, four maps of land-use for 1975, 1992, 2000 and 2006 were generated.

The validation for the categories was performed through the observations taken in the area. The purpose was to determine the number of observations that matched the classification which was undertaken, to estimate the level of correction. The overall accuracies of the land-use maps for 2006, 2000, 1992 and 1975 were 86.50%, 85.67%, 88.19% and 85.92% respectively, and the Kappa indices for each map were 0.83, 0.82, 0.83, and 0.84.

3.2. Land-use Prediction and Hydrological Modeling

The second part of the study involves the production of a

scenario of land-use change and the generation of predictive maps for the next 30 years. For processing and prediction, the LCM developed by the Clark Labs (Idrisi) was used to analyse land-use (Eastman J.R., 2001; Eastman J.R., 2003; Eastman J.R., 2006). Several studies had shown the effectiveness and accuracy of these methods based on the Markov Chain and the use of regression models (Neuronal and logit models) (Eastman J.R., 2006; Aguejda et al., 2008) to improve the predictive results and help managers (Oñate-Valdivieso., 2010). The method used for analyzing the changes is that proposed by Pontius et al., 2004. This method allows the determination of persistence, gain or the loss, and substitution between categories. Three pairs of maps (1975, 1992), (1992, 2000), and (2000, 2006) were used to generate the predictive maps. This phase helped us first to identify potential relationships between land-cover changes and potential explicative variables, and then to validate the predictive model by comparing these results with the maps from 2000 and 2006. A cross tabulation was automatically generated, and the changes that occurred during the three analyses of (1975, 1992), (1992, 2000) and (2000, 2006) were determined respectively. Only the comparison between 1992 and 2000 was used in this study and considered as a sub-model of transition. Two steps distinguish this part of the study: 1) the focus on the selection of the explanatory variables, and 2) the creation of predictive maps for 2015, 2020 and 2030. The calibration of the model was made by comparing the predictive maps for 2000 and 2006 with observed maps from RS processing for the same dates. The statistical processing was performed by the use of XLStat software and the determination of the Cramer V coefficient, which allowed the variables with high explicative potential to be evaluated. Only Cramer coefficients higher than 0.15 were considered and included in the transition model (Eastman J.R., 2006; Oñate-Valdivieso et al, 2010). The matrix of the Cramer coefficients was obtained by comparing the variables. Nine variables were considered including: topography (DEM), distance from built-up areas, distance from water, distance from roads, distance from coniferous forest, distance from mixed forest in 1992, and distance from farmland.

The spatially distributed hydrological models are used by several studies for their ability to represent basin dynamics.

So, to assess the land-use impacts on the water flow in the Herisson basin, the use of this kind of model seems appropriate to prediction of environmental change especially within the hydrological system (Rafael Hernandez Guzman et al., 2009).

For the hydrological modeling, the SWAT (Soil Water Assessment Tools) model was selected and used to perform the simulation and to evaluate the flow fluctuations of lakes, especially of Ilay, the largest lake. Considering basin and sub-basin scales based on the natural limit (boundary) is one of the most reliable hydrological approaches to appreciate water movement. This method gives all informations necessary for understanding the heterogeneity of watersheds, especially the processes. The extraction of topographical features (drainage network, watershed delineation and slope) is described in the literature (O'Callaghan et al., 1985; Jenson et al., 1985; Jenson et al., 1987; Jenson et al., 1988). Three steps are necessary:

- Watershed delineation: GTOPO30 Dem (with 25 m resolution) and Digitized streams are used; the outlet corresponds to the measurement point of the DREAL. This step is achieved by the use of RS and GIS. Some errors can be made by the aggregation of areas which causes a drastic reduction in accuracy due to the loss of information. The best choice is to define a small area that is relatively homogenous (HRU) in terms of soil, land use, topography, slope, ...

- Soil maps are issued from the combination of land-use/land-cover maps, the geological map, and the field test for soil. These land-use and soil maps are then used to perform the HRU units (Rafael Hernandez Guzman et al., 2009; Arnold et al., 1998; Arnold et al., 2005).

- Climate data: all data are collected from the personal weather station, belonging to the research team, and from Météo France. The period covered is 1975-2010.

The calibration was made with observed data concerning measured, locally produced parameters. Indeed, the simulated data is compared with both the DIREN measures of flow performed during the period 1975-1980 and our measurements of water level obtained by the installation of instruments (Mini Troll 300) in the four lakes.

Table 1. Cramer V Coefficients

	Conifers	Mixed forest	Farm land	Built-up areas	Water	Meadows
MNT	0.355	0.2550	0.3135	0.1424	0.1978	0.2078
Distance from rivers	0.000	0.1499	0.1517	0.0835	0.0744	0.2182
Distance from roads	0.000	0.3472	0.1526	0.2129	0.2347	0.0971
Distance from cities	0.000	0.4800	0.2249	0.2554	0.2407	0.1569
Distance from farm land in 1992	0.000	0.3636	0.1215	0.4008	0.2011	0.1344
Distance from built-up areas in 1992	0.000	0.4210	0.2113	0.3784	0.2416	0.1022
Distance from conifers in 1992	0.000	0.4740	0.1319	0.3239	0.1517	0.0224
Distance from water in 1992	0.000	0.1843	0.1351	0.1919	0.0740	0.5749
Distance from mixed forest in 1992	0.000	0.1566	0.3125	0.2591	0.1425	0.1729

4. Results and Discussion

4.1. Processing and Analysis of the Remote Sensing Results

4.2. Definition of the Explicative Variables and Analysis of Land-use Changes

Precipitation is one of the variables commonly used in the literature (Oñate-Valdivieso., 2010). In this case, based on the low ranges of altitude, the spatial variability of this parameter is relatively small and cannot be used as an explicative variable. This is also applies to the slope of the topographical structure of the site (plateau) and the reduced values recorded. It can be seen from the analysis of Table 1 that:

- The coefficient of the distance from rivers is much smaller than that of the other variables, and has a much reduced correlation with the other six categories, especially with coniferous woodland, water and built-up areas.

- The correlation between the six categories and topography is very limited even if the association between conifers and agriculture can be considered as acceptable with values of around 0.35. Distance from roads and from cities presents acceptable correlations with mixed forests, respectively (0.34) and (0.48).

- The highest correlation is recorded predominantly for coniferous woodland and topography, and for grassland and topography. This observation has been seen in other regions in France (Lake Val) and in other countries.

The homogeneity of soils and the small surface area of the watershed make it impossible to use these qualitative variables.

4.3. Modeling the Land-use Changes and Validation of the Model

To evaluate the changes, the probability of the occurrence of each transition was calculated by using two models: the MLP (Neuronal networks) (Eastman J.R., 2006; Rocha et al., 2007; Canziani et al., 2008) and Logistic regression (Judex., 2006; Zeng et al., 2008; Lacono et al., 2009). These models are based on the explicative variables selected above and the observed changes evaluated from the comparison of the different maps generated by RS (Eastman J.R., 2006). In this first step, a predictive map for 2000 is created by using the coverage of 1975 and 1992, and the transition probability is initially calculated using the Markov Chains (Stewart W.J., 1994; Weng Q., 2001; Eastman J.R., 2003; Mubea et al., 2010; Yang et al., 2011). To complete and to verify the probability of the transition, two other maps for 2000, 2006 were generated with the same probabilities used previously (Pontius et al., 2004).

These predictive maps are then compared to the reference map, made by RS in order to calculate the errors. The error values, calculated by comparing maps observed in 2000 and 2006, considered as a reference, with the maps obtained by

the application of MLP and Logistic regression, range between 10 and 15%. With these values, the model can be considered acceptable and stable. Matrix confusion was used to compare the reference with the predictive maps (Table 2). The Kappa index calculated from the reference and predictive maps, and a comparison of the number of pixels which had been correctly assigned and the total pixels of the image, showed the reliability of the classification (Pontius et al., 2004; Falahatkar et al., 2011).

These two maps (1992, 2000) were used to evaluate the areas of loss or gain for each category and to show the tendencies on the plateau during the period under consideration. This step allowed predictive maps to be created by using the MOLA method and by considering all observed changes (transition). Based on this adjustment, three land-use maps were generated for 2015, 2020 and 2030, respectively. This phase was used to appreciate the pertinence of the model under these new conditions. Two of the three generated maps were then used to simulate the evolution of the flows and volumes of water in the five lakes.

4.4. Transition Sub-models

In general, sub-models of transition include explicative variables with values higher than Cramer's V (20). The variables which contribute to improving the correlation between transition and explicative variables are used. Table 2, presented below, shows the results from sub-models of transition, the variables integrated into these sub-models and the coefficients of logistic regression. This list is completed by the coefficient that affects explicative variables in the logistic regression equation and the degree of correlation between the explicative variables and the transition (ROC) (Pontius et al., 2001). The correlation always exceeds 89%. All values are around zero, and this shows that the relationships between variables are highly influenced by the small size of the watershed, the modest changes in topography and the similarity of the climate. Despite the low variability of the topography, this is positively related to coniferous or mixed forest, which confirms that the forest globally covers the higher parts of the watershed. The transition of land-use from agriculture to coniferous or to mixed forest shows a positive correlation and confirms that most of the agricultural areas located in the higher zones of the watershed have been progressively replaced by trees (mixed forest) and the enclosure of the landscape over recent years.

In general, the pasture (grassland) has a positive correlation with the distance from settlements and roads. This is due to the fact that farmland is often close to built-up areas and in the downstream areas of the watershed. On the contrary, the transition from forest to grassland is positively correlated with the distance from cities and roads. Therefore, the accessibility to these areas promotes their continued use.

The distance from farmland in 1992 is inversely related to the transition from grassland to agriculture and from mixed forest to coniferous woodland (≈ 0.15). On the other hand,

the correlation is positive between the distance from settlements and the transition from agriculture to buildings. This confirms the extension of settlements in recent years, especially in the downstream areas of the watershed, particularly those near to the Champagnole settlement. In the validation phase, the use of MLP (Multilayer Perceptions Neuronal Networks) results in a low level of RMSE error. The accuracy in modeling transitions is around 76% in all cases.

The probability of transitions for each category of land-use is shown in Table 2. A high likelihood of transitions is observed between meadows and mixed forest (0.42). This shows that there is slowing down of farming activities in the watershed and the progressive landscape closure. This phenomenon is followed by the transition from the agricultural areas to grassland which confirms the continuity of the process discussed above. Several other transitions are seen inside the forested areas such as the substitution of coniferous forest for mixed woodland in the middle of the watershed. The coefficient, around 0.15, explains the predominance of timber production and a reduction in agricultural activity. This observation is recorded regionally throughout most of the Alps and Jura areas, as has been mentioned by many authors.

4.5. Validation of Land-use Change Models

The model is validated by comparing the maps built by both the logistic regression and neural network methods with

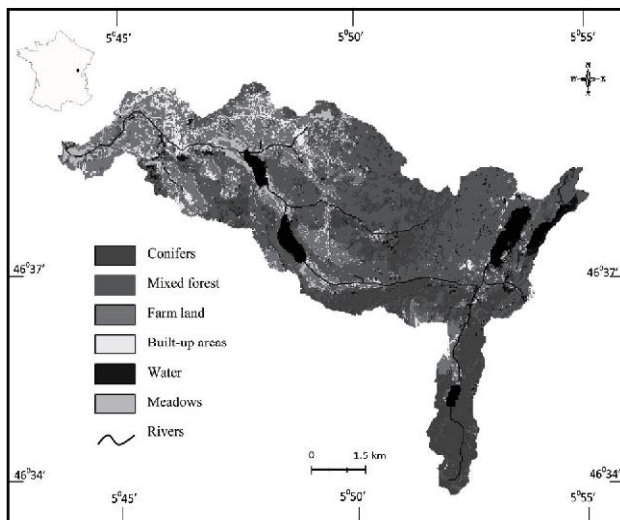
the map extracted from the 2006 image (Pontius *et al.*, 2004; Pontius *et al.*, 2005). The results are included in Figure 3. The first observation resulting from a visual comparison of the predictive and reference maps obtained from the Landsat ETM+ image of 2006 shows that with the logistic regression method, similitude is very high downstream of the watershed and very low in upstream areas. Inversely, the difference is high within the map built with the MLP method. The principle difference is registered on the built-up areas located close to older settlements and derives from the transition of the agricultural areas.

We observe, after comparison with field surveys, an over-estimation of the areas covered by buildings in the higher zones and a reduction of the areas covered by grassland or by the agricultural use.

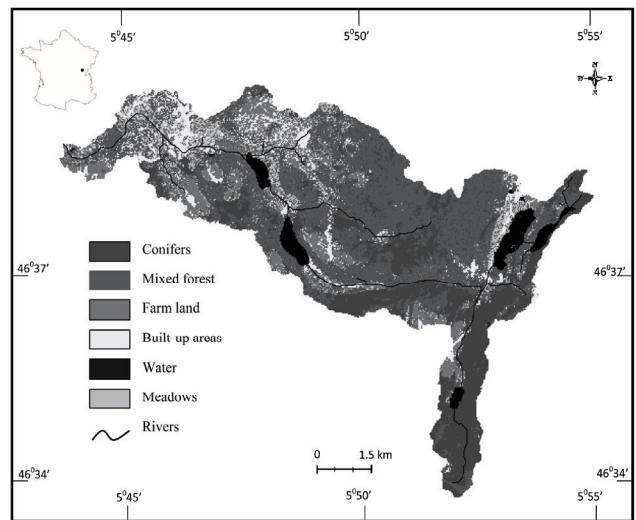
The confusion matrix between the maps which are predicted with Logistic regression and reference extracted from the 2006 Landsat ETM+ image is presented below. The first observation is the large number of pixels which show a correspondence between the thematic types of the two maps. On the contrary, several pixels (3505), observed as coniferous in the 2006 image, were classified as Mixed Forest in the predictive map (RegLog). On the other hand, around 1000 pixels belong to the grassland type in RegLog map while they are classified as coniferous in 2006 image. The global reliability calculated from the confusion matrix is shown in Table 3 and Table 4.

Table 2. Transition probability between the land-use categories (2006)

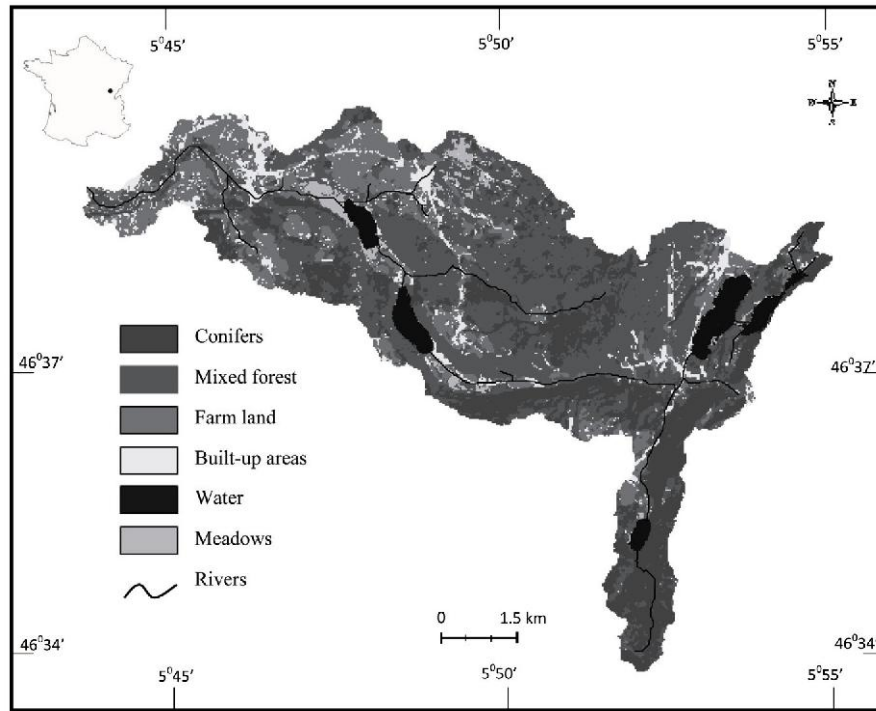
	Conifers	Mixed forest	Farm-land	Built-up areas	Water	Meadows
Conifers	0.7896	0.1781	0.0073	0.0047	0.0133	0.007
Mixed forest	0.1525	0.7582	0.021	0.0077	0.002	0.0586
Farm-land	0.013	0.2016	0.5912	0.1311	0.004	0.059
Built-up areas	0.0167	0.1446	0.1981	0.5749	0.0022	0.0636
Water	0.0059	0.0884	0.0027	0.0035	0.8744	0.0251
Meadows	0.0013	0.4211	0.2831	0.0615	0.0034	0.2297



a) Land-use prediction to 2006 (RegLog)



b) Land-use prediction to 2006 (MLP)



Reference maps: Land-use map extracted from image in 2006

Figure 3. Comparison between the reference map and maps predicted with (a) Logistic Regression and (b) Neural Network MLP

Table 3. Confusion matrix between the map extracted from 2006 image and the one created with neural networks (MLP)

		2006 Map (reference)							
		Co	MF	FL	B	W	M	Total	Com. error
Map 2006 MLP	Co	11903	4412	156	135	79	79	16764	29
	MF	3273	20941	2700	1187	132	927	29160	28.19
	FL	174	2310	4923	706	14	342	8469	41.87
	B	127	745	2357	1903	5	40	5177	63.24
	W	83	52	36	8	2385	9	2573	7.31
	M	198	2094	755	343	31	195	3616	94.61
	Total	15758	30554	10927	4282	2646	1592	206850	
	Om. error	24.46	31.46	54.95	55.56	9.86	87.75		

(Conifers: Co; Mixed forest: MF; Farm land: FL; Built-up areas: B; Water: W; Meadows: M)

A similar observation was obtained from the mixed forest where around 3000 pixels observed in the 2006 reference image were modeled as coniferous and 2000 pixels as agriculture or grassland areas.

The commission errors reach 61% for the built-up areas whilst the omission errors are 41% for agriculture.

Table 4. Confusion matrix between the map extracted from the 2006 image and the one created by RegLog

		Map of 2006 (reference)							
		Co	MF	FL	B	W	M	Total	Com. error
Map 2006 RegLog	Co	10690	3862	69	50	30	40	14741	27.48
	MF	3505	20648	1526	1186	149	591	27605	25.2
	FL	234	2465	7215	1498	35	258	11705	38.36
	B	86	486	1656	1256	9	33	3526	64.38
	W	1039	467	76	57	2360	17	4016	41.24
	M	204	2626	385	235	63	653	4166	84.33
	Total	15758	30554	10927	4282	2646	1592	206850	
	Om.error	32.16	32.42	33.97	70.67	10.81	58.98		

(Conifers: Co; Mixed forest: MF; Farm land: FL; Built-up areas: B; Water: W; Meadows: M)

The Kappa index values generated with Logistic regression and Neuronal Network are shown in Table 5. The global reliability of the two maps is very similar: 88.71% for the map generated with logistic regression and 88.64% for the map created with MLP. On the contrary, the low proximity of kappa values gives a slight advantage to MLP (0.87). Finally, both can be used.

Table 5. Validation parameters between reference and predictive maps created with RegLog method

	2006-MLP	2006-RegLog
Global Reliability (%)	88.64	88.71
Kappa	0.87	0.84

In general, Logistic Regression shows fewer omission errors than MLP, except for grassland where the difference is around 41 while it is equal to 7 for the MLP. The small differences between the values observed in two methods show that both methods can be used for prediction. If we accept the level of reliability, we assume that logistic regression would give better results when used to create a model of land-use for 2010 and 2020.

Based on this conclusion and to predict the evolution of land-use, two maps were created respectively for 2010 and 2020. These maps are shown in figures 4a and 4b. Several changes can be observed, especially in the south around Bonlieu Lake where most of the mixed forest disappears in favor of coniferous woodland.

In the downstream area, we can observe the extension of urban areas, particularly areas located around the Champagnole settlement and in the Ain valley. The increase in forested areas on the upstream sites, especially around the lakes has an intense effect on the hydrological response and may reduce water flow. The monthly measurement of water levels since 2003 shows several fluctuations of the water flow but no overall trend has been recorded. Hydrological modeling by applying the SWAT model on the land-cover

extracted (with RS) and predicted (with Logistic Regression) helps us to evaluate the potential modification of the hydrological response and the disturbance of the overall dynamic of the watershed.

5. The Impact of Predicted Land-use Changes on Water Storage in the Ilay Lake

The principle aim of this step is to evaluate the impact of land-use change on the water flow and more widely the potential decrease of water volume over the next 30 years. The predictive land-use maps obtained using the LCM model allow the potential impact on water quantities to be evaluated. The simulations were made in two steps:

- The first step focuses on the use of current parameters (climate and land-use) to simulate the water flow within the watershed. The period considered in this step goes from 1975 to 2010. The comparison of the daily simulated data with the observed data and the calculation of the Nash coefficient (0.90) confirms the calibration of the model. The result shows a relative decrease of water flow, particularly during the period between 1987 and 1991, known as a dry period. The latter period is confirmed by many studies, see for example the case of the river Rhône (DIREN Rhône-Alpes., 2001)

- The use of predicted land-use for the same period shows a relative decrease in the volumes estimated by 10-15 % (Figure 5). The daily volumes can be considered stable and no trend is registered.

The calculation of the year-on-year variability in volumes shows a clear trend during this period and confirms the decrease and the impact of land-use change as illustrated in figure 6.

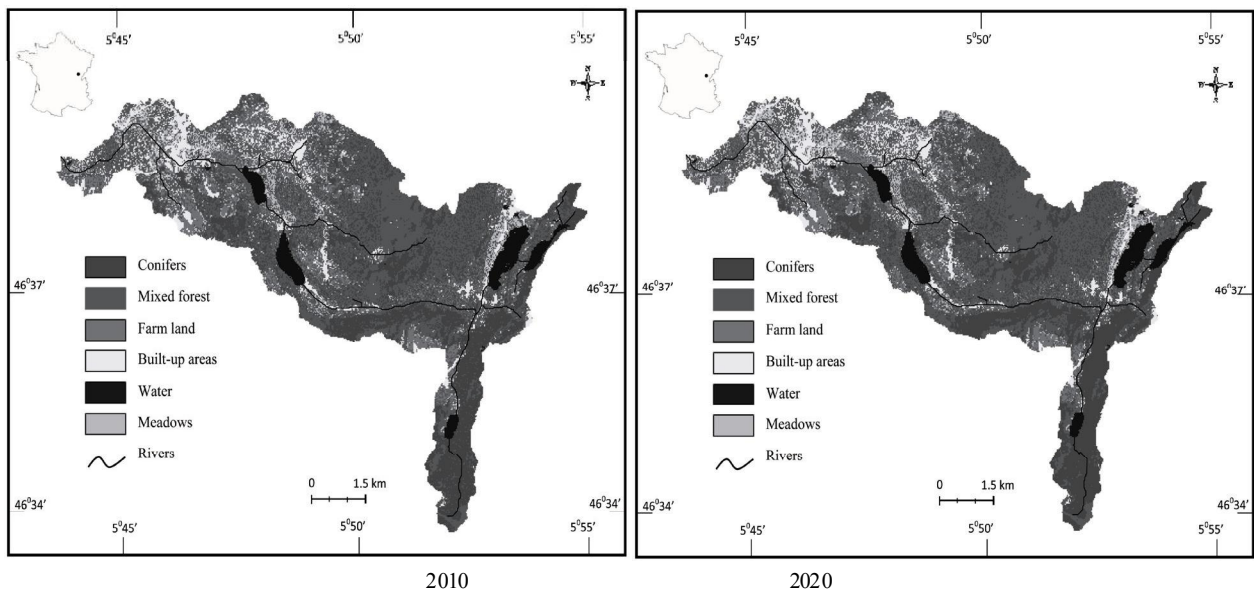


Figure 4. Predictive maps for 2010 and 2020 built for Herisson basin

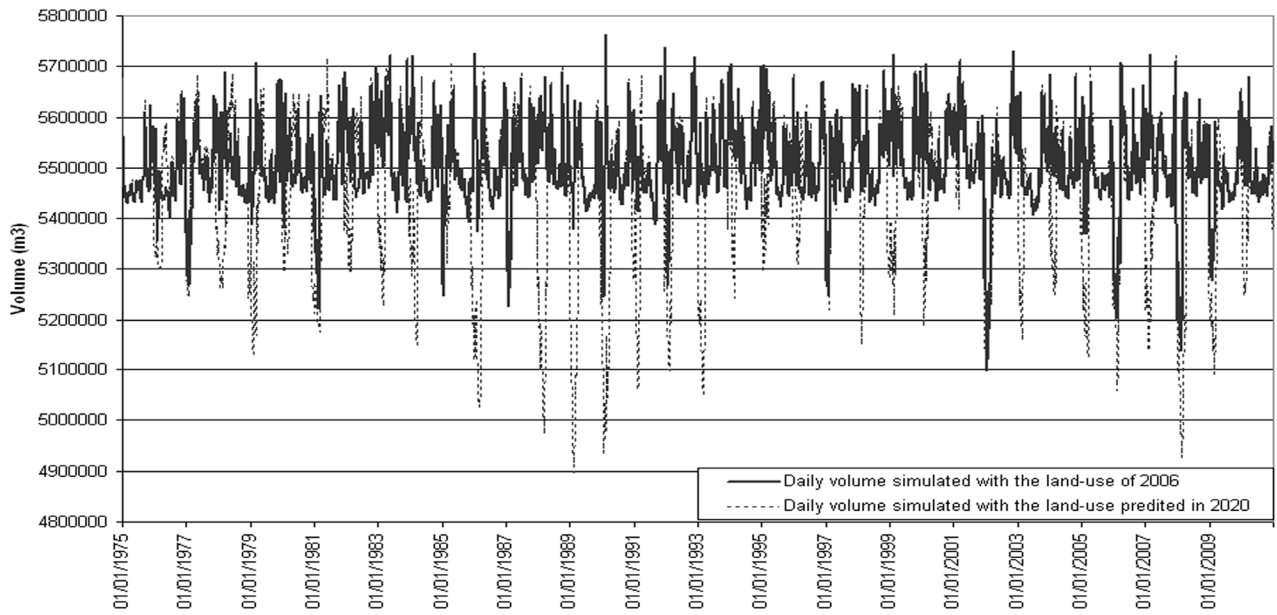


Figure 5. Water volume comparison between land-use in 2006 and 2020

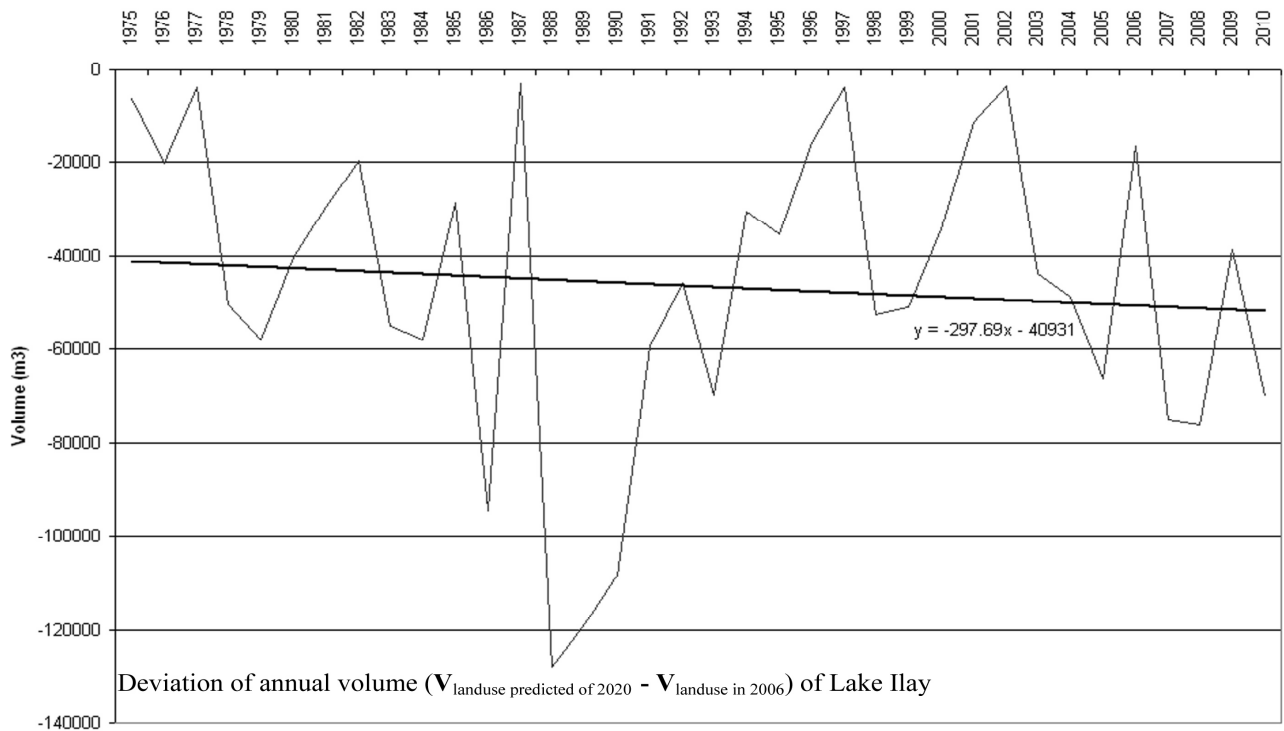


Figure 6. Annual decrease of water flow for Ilay Lake

This deficit can be explained by:

- A high interception of precipitation and/or evapo-transpiration,
- An increase of infiltration favored by tree density which is more than 70% of the watershed area throughout the next 30 years.

6. Conclusions

The question of the impact of land-use changes on limnic systems, and more widely on whole ecosystems, has been of

particular importance over the past thirty years, marked by signs of global warming and the mass exodus of farmers.

The Jura Mountains and especially the lakes translate the modification experienced by the evolution of the land-use during the last 30 years (from the middle of the 70s). This phenomenon is principally related to the progressive closure of the landscape. These spaces have been replaced by trees, coniferous and mixed forest. There are changes in most of the categories especially that related to mixed forests with an increase in their surface area, followed by a lesser increase in that of coniferous woodland. The agricultural surface area

has been drastically reduced, benefitting pasture and urban areas which are common in the Jura and throughout rural regions in France. The exodus of farmers recorded over the last 30 years is followed by the closure of wide areas especially in the higher parts of the watershed. The output flow is dependent principally on land-use change and secondarily on extraction for domestic consumption. However, this second factor is relatively unimportant.

The main results show a clear change in land-use which is accompanied by a trend towards lower levels of lakes, hence a decrease in water volume of the order of 15%. This deficit may be due to the combined effect of evapo-transpiration and the interception of precipitation by forests. For this, the reintroduction of agricultural activities cannot be the only solution because of political and economic policy guidelines in France. However, it is important to perform regular maintenance in these areas in order to minimize the process of natural reforestation.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the local government body for giving us all the necessary authorisations and Mr Stéphane Forne for his collaboration.

REFERENCES

- [1] Aguejdad R et Houet T, (2008). Modélisation de l'étalement urbain d'une métropole française (Rennes) à l'aide du modèle Land change: Scénarios d'évolutions futures. Symposium "Spatial landscape modelling: from dynamic approaches to functional evaluations", 3rd-5th June 2008, Toulouse, pp 17-18.
- [2] Akgün A, Eronat A.H and Türk N, (2004). Comparing Different Satellite Image Classification Methods: An Application in Ayvalik District, Western Turkey. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol XXXV, Part B4, pp 1091-1097. ISPRS XXth Congress, İstanbul.
- [3] Arnold, J.G., R. Srinivasan, R.S. Muttiah, and J.R. Williams, 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment. Part I: Model Development. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 34(1):73-89.
- [4] Arnold JG et Fohrer N. 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. Hydrological Processes 19(3), 563-572.
- [5] Canziani G, Rerrati et al, (2008). Artificial neural networks and remote sensing in the analysis of the highly variable pampean shallow lakes. Journal of Mathematical biosciences, Vol.5, No.4, pp. 691-711.
- [6] Cetin M, Kavzoglu T and Musaoglu N, (2004). Classification of multispectral, multi-temporal and multi-sensor images using principal components analysis and artificial neural networks: Beykoz case. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol XXXV, Part B4, pp 951-956. ISPRS XXth Congress, İstanbul.
- [7] Eastman J.R, (2001). Guide to GIS and Image processing. Idrisi32. Book of Clark University, Vol 2, pp 151.
- [8] Eastman R J, (2003). IDRISI Kilimanjaro Guide to GIS and Image Processing. Clark University. Chapitre 16, pp 201-227.
- [9] Eastman J.R, (2006). Idrisi Andes. Guide to GIS and Image processing. Book of Clark University, pp 328.
- [10] Falahatkar S., Soffianian A. R, (2011). Integration of Remote Sensing data and GIS for prediction of land cover map. International journal of Geomatics and Geosciences, Vol 1, No 4, pp:847-864.
- [11] Frinelle B G and Moody A, (2001). Mapping Continuous Distributions of Land Cover: A Comparison of Maximum-Likelihood Estimation and Artificial Neural Networks. Journal of Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. Vol. 67, No. 6, pp. 693-705.
- [12] Gholami A, Esfadiari M and Masihabadi M.H, (2010). The Survey and the Comparison of Maximum Likelihood, Mahalanobis Distance and Minimum Distance Methods in Preparing Land use Map in the Western Part of Isfahan Province. Journal of World Academy of Science, Engineering and Technology, No 64, pp 69-72.
- [13] ITT Inc., 2008. ENVI Online Help, Version 4.5. USA:ITT Corporation, USA.
- [14] Jensen, S. K., 1985. Automated derivation of hydrologic basin characteristics from digital elevation model data: Proceedings of Auto-Carto 7, Washington, D.C., pp. 301-310
- [15] Jensen, S. K., and C. M. Trautwein, 1987. Methods and applications in surface depression analysis: Proceedings of Auto-Carto 8, Baltimore, Maryland, pp. 137-144.
- [16] Jenson SK et Domingue JO, (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information System analysis. Photogrammetric and Engineering Remote Sensing 54(11), 1593-1600.
- [17] Judex M, Thamm H-P et Menz G, (2006). Modelling of Land use change in a West African catchment. Proceedings of the ISPRS Commission VII Symposium 'Remote Sensing: From Pixels to Processes', Vol XXXVI/part7, pp 6.
- [18] Lacono M.J et Levinson D.M, (2009). Predicting Land Use Change. How Much Does Transportation Matter?. Journal of the Transportation Research Board. Transportation Research Board of the National Academies, Washington, No. 2119, pp. 130-136.
- [19] Mubea K.W., Ngigi T.G et Mundia C.N, (2010). Assessing application of Markov chain analysis in predicting land cover change : A case study of Nakuru Municipality. Journal of Agriculture, Science and Technology, Vol. 12, No 2, pp : 126-144.
- [20] Oñate-Valdivieso F et Sendra J. B, (2010). Application of GIS and remote sensing techniques in generation of land use scenarios for hydrological modelling. Journal of Hydrology. Elsevier, Vol 395, pp : 256-263.
- [21] O'Callaghan, J. F. and D. M. Mark, (1984), "The Extraction of Drainage Networks From Digital Elevation Data," Computer Vision, Graphics and Image Processing, 28: 328-344.
- [22] Perumal. K and Bhaskaran. R, (2010). Supervised

- classification performance of multispectral images. *Journal of Computing*, Vol 2, Issue 2, ISSN 2151-9617, pp 124-129.
- [23] Pontius Jr. R.G, Schneider. L.C, (2001). Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier, Vol. 85, pp : 239–248.
- [24] Pontius Jr. G.R, Boersma W et al, (2007). Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Ann Reg Sci*. Springer-Verlag, Vol. 42, pp: 11–37.
- [25] Pontius Jr, E Shusas and M McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3) p.251-268
- [26] Rocha. J, Ferreira, C et al, (2007). Modeling coastal and land use evolution patterns through neural network and cellular automata integration. *Journal of Coastal Research*, Vol. 50, pp. 827-831.
- [27] Raphael Hernandez Guzman, Arturo Ruiz-Luma, Cesar Alejandro Berlanga-Robles and Zoltan Vekerdy (2009). Evaluation of total runoff for the Rio San Pedro sub-basin (Nayarit, Mexico), assessing their hydrologic response units. *Journal of Spatial Hydrology*. Vol. 9, No. 2, Fall 2009
- [28] Srinivasan. R, Ramanarayanan T.S, Arnold, J.G et Bednarz S.T, (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment. Part II: Model Application. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, No. 96090, pp. 91-101.
- [29] Stewart, W. J. (1994). *Introduction to the Numerical Solution of Markov Chains*. Princeton, NJ: Princeton University Press. *IEEE Computational science and Engineering*, Vol.539, pp.94-95.
- [30] Weng Q, (2001). Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*. Elsevier Science Ltd, Vol. 64, pp. 273–284.
- [31] Yang H., Du L et al, (2011). Tai'an land use Analysis and Prediction Based on RS and Markov Model. *Procedia Environmental Sciences*. Elsevier, Vol 10, pp : 2625-2630.
- [32] Zeng Y.N, Wu G.P et al, (2008). Modeling spatial land use pattern using autologistic regression. *XXIst ISPRS Congress*, Vol.XXXVII, Part 2, pp.115-118.
- [33] DIREN Rhône-Alpes, (2001). *Hydrologie en Rhône-Alpes - Retrospective 1970-2000*. Publié par le DIREN Rhône-Alpes (S.E.M.A.) - mars 2001, 34p.