



Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux

François Laurent

► To cite this version:

François Laurent. Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Sciences de l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris; Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 1996. Français. NNT : 1996ENMP0746 . tel-00825655

HAL Id: tel-00825655

<https://theses.hal.science/tel-00825655>

Submitted on 24 May 2013

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.

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE
DES MINES DE SAINT-ETIENNE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE
DES MINES DE PARIS

THESE

présentée par
François LAURENT
pour obtenir le grade de

DOCTEUR

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)

Titre de thèse :

**Outils de modélisation spatiale
pour
la gestion intégrée des ressources en eau**

**Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion
des Eaux**

N° d'ordre : 137 GD

Soutenue le 22 octobre 1996 à Saint-Etienne devant le jury composé de :

P. Chevallier	Rapporteur
J.M. Grésillon	Rapporteur
R. Déchomets	Examineur
F. Delclaux	Examineur
P. Frenel	Examineur
D. Graillot	Directeur de thèse
J.M. Monget	Président du Jury
J.G. Wasson	Examineur

A ma mère,

A Corinne, ma femme

*"L'abeille confond par la structure
de ses cellules de cire l'habileté de plus d'un architecte.
Mais ce qui distingue dès l'abord le plus mauvais architecte
de l'abeille la plus experte, c'est qu'il a construit la cellule dans sa tête
avant de la construire dans la ruche."*

K. MARX, Le Capital, I

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement pour sa confiance et pour son aide mon directeur de thèse, Monsieur Didier Graillot, Directeur de Recherche et responsable du Département Ingénierie de l'Environnement de l'Ecole des Mines de Saint-Etienne. Il a su me faire bénéficier de ses connaissances et de son expérience tout en m'accordant une certaine liberté d'évolution.

Je remercie Monsieur Pierre Chevallier, Directeur de Recherche et responsable de l'Unité de Recherche 21 (Mécanismes du cycle de l'eau en interaction avec le climat et l'environnement) du Laboratoire d'Hydrologie de l'ORSTOM de Montpellier, d'avoir accepté de juger ce travail en qualité de rapporteur. Je le remercie également pour la bienveillance de son accueil lors d'un stage dans son laboratoire ainsi que pour tous ses précieux conseils concernant ce travail de thèse.

Je suis vivement reconnaissant à Monsieur Jean-Michel Grésillon, Professeur au Centre de Développement des Géosciences Appliquées de l'Université de Bordeaux, de l'attention qu'il a bien voulu porter à ce travail de thèse en acceptant d'être rapporteur. Ses remarques m'ont été indispensables et je le remercie de sa disponibilité à mon égard.

Je tiens à témoigner de ma profonde reconnaissance à Monsieur Jean-Marie Monget, Maître de Recherche au Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris, pour avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse et pour les conseils qu'il m'a prodigués.

Je remercie chaleureusement Monsieur François Delclaux, Ingénieur de Recherche à l'ORSTOM, d'avoir accepté d'examiner cette thèse. Il a su également m'accueillir et m'encadrer durant deux mois au Laboratoire d'Hydrologie de Montpellier.

Je remercie Monsieur Patrick Frenel, Ingénieur chargé d'affaires à l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, pour avoir bien voulu examiner cette thèse en portant son oeil expert de gestionnaire des ressources en eau sur ce travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Monsieur Jean-Gabriel Wasson, Chargé de Recherche et responsable de la division biologie des systèmes aquatiques au CEMAGREF de Lyon, pour avoir accepté d'examiner cette thèse. J'ai pu apprécier l'importance de son savoir et bénéficier tout particulièrement de ses connaissances dans le domaine des écosystèmes aquatiques.

J'adresse tous mes remerciements à Monsieur Roland Déchomets, Maître Assistant à l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, pour avoir accepté d'examiner ce travail. Ses innombrables conseils à la fois scientifiques et pratiques m'ont été forts précieux durant ces trois années à l'Ecole des Mines.

Monsieur Davoine, Professeur à l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, m'a beaucoup appris. Ses connaissances dans le domaine de l'eau et de la Dynamique des Systèmes m'ont ouvert de nombreux horizons. Je le remercie également pour m'avoir donné la chance de participer à son enseignement dont l'approche est si novatrice.

Je tiens à adresser ma gratitude à tous mes amis de l'Ecole des Mines qui m'ont rendu de si nombreux services et qui ont contribué à faire de ces trois années une période heureuse : Bernadette Zold, Yacine Ouzrout, Rédouane Sénoune, Jacques Bourgois, Bruno Debray, Mireille Batton-Hubert, Laure Messiaen, Marie-Agnès Girard, Françoise Allignol, Wolfram Anker, Alicija Tardy, Stéphane Rouchouse, Zahia Mazer... ainsi que Jean-Philippe Brisson, étudiant en géographie, et tous ceux qui ne sont pas cités mais que je n'oublie pas pour autant.

L'aide de Messieurs Denis Engelvin et Jacques Berland, Ingénieurs d'Etudes à la DDASS de la Loire, m'a été précieuse : en plus de leurs bons conseils, ils ont eu la gentillesse de m'assister dans les mesures de pollution des cours d'eau en me prêtant leur matériel. Qu'ils reçoivent ici un témoignage de ma sympathie.

Ma reconnaissance s'adresse également à Monsieur Bompuis, Ingénieur au Conseil Général de la Loire, ainsi qu'à Monsieur James, Ingénieur au Service des Eaux de la Ville de Roanne, pour m'avoir communiqué des données indispensables pour l'étude du Renaison.

RESUME

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 définit des structures de gestion de l'eau sur des unités hydrologiques (bassin versant, nappe d'eau souterraine) : les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) pilotés par des acteurs locaux (élus, usagers, représentants de l'Etat).

Ces SAGE nécessitent de prendre en compte la diversité spatiale et thématique des données sur l'unité hydrologique considérée. Les Systèmes d'Information Géographiques (SIG) permettent de représenter cette diversité. Ces bases de données géographiques servent à la fois à l'organisation, à l'actualisation et à l'analyse des données spatiales. L'analyse spatiale est importante pour traiter des interactions entre les éléments sur un bassin versant. Les SIG sont utiles également pour le paramétrage de modèles hydrologiques distribués afin de modéliser la variabilité spatio-temporelle des ressources en eau. Une méthode de détermination de la résolution spatiale adaptée à l'introduction de paramètres dans un modèle hydrologique basée sur l'entropie de Shannon est également présentée.

L'intérêt des SIG couplés à des modèles hydrologiques est illustré au moyen de différents exemples d'application sur un bassin versant du Massif Central situé dans le nord du département de la Loire : le Renaison (133 km²). Ces différents exemples répondent à des problèmes qui se posent lors d'un SAGE : estimation des débits des cours d'eau sur des secteurs non-mesurés, prévision des débits en fonction de scénarios météorologiques, apports en azote par sous-bassin versant, vulnérabilité des ressources en eau superficielles, effet filtre de la végétation naturelle sur les nitrates, rôle des zones humides dans l'auto-épuration.

Mots Clefs : Système d'Information Géographique, modèle hydrologique, analyse spatiale, hydrologie, pollution, ressource en eau, gestion des eaux.

ABSTRACT

In France, the « water act » of 1992 prescribes an integrated water resources management at the scale of watershed or regional aquifer. The Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE for Water Management Plans), defined in the « water act », are designed by a decision team which brings together state agents, local representatives and water users in order to manage the resources.

But, the resources are spatially distributed and time dependent and they are in interaction with the whole environment. The complexity of the system implies the use of modeling methods suitable to support the decisions of the team. The Geographical Information Systems (GIS) have the following advantages in this context : spatial data handling and updating and spatial analysis. Coupling of GIS with Hydrological Models enables to model the spatial and temporal variability for hydrologic forecasting and for resources estimation on ungauged watershed. The GIS manages spatial data and the Hydrological Model simulates processes. A method to estimate the minimal spatial resolution input in the Hydrological Model is presented.

The contributions of these tools are illustrated by the simulation of a SAGE on a french watershed in Massif Central: the Renaison (133 km²). The following applications are developed on this watershed: superficial water flow simulation, inputs of agricultural nutrients by sub-watershed, vulnerability of water resources, nitrate filtering effects of natural vegetation, protection of water quality by wetlands.

Key words : Geographic Information System, Hydrological Model, Spatial Analysis, Water Resource, Hydrology, Water Management, Pollution, Environment.

TABLE DES MATIERES

<u>INTRODUCTION</u>	11
1. INTRODUCTION GENERALE	13
2. LES SCHEMAS D'AMENAGEMENT ET DE GESTION DES EAUX POUR LA GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU	17
2.1 Impasse d'une gestion sectorielle	17
2.2 La « loi sur l'eau »	18
2.3 Les différentes phases d'un SAGE	20
2.4 Nécessité d'une modélisation pour l'élaboration d'un SAGE	22
<u>PREMIERE PARTIE :</u>	
<u>LE BASSIN VERSANT DU RENAISON</u>	27
3. CRITERES EXOGENES	30
4. CRITERES ENDOGENES	35
4.1 Géologie et hydrogéologie	35
4.2 Pédologie	37
5. HYDROGRAPHIE	38
6. QUALITE DES EAUX	38
7. CRITERES SOCIO-ECONOMIQUES	43
7.1 Occupation du sol	43
7.2 Les enjeux de la ressource en eau sur le Renaison	44
<u>DEUXIEME PARTIE :</u>	
<u>REPRESENTATION DE LA VARIABILITE SPATIALE ET TEMPORELLE DES DONNEES POUR LA GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU</u>	51
8. MODELISATION SPATIALE DES RESSOURCES EN EAU ET SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE	53
8.1 Généralités	53
8.2 L'analyse spatiale	59
8.3 Qualité des données spatiales	72
8.4 Changement d'échelle et perte d'information	74
8.5 Conclusion sur l'intérêt des SIG dans une problématique de gestion intégrée des ressources en eau	102
9. MODELISATION SPATIO-TEMPORELLE DES ECOULEMENTS PAR LES MODELES HYDROLOGIQUES	105
9.1 Modélisation hydrologique globale : GR3	109
9.2 Modélisation hydrologique semi-distribuée : TOPMODEL	111
9.3 Intérêt de TOPMODEL et de GR3 dans une problématique de gestion intégrée des ressources en eau	116
10. INTERET D'UN COUPLAGE SIG - MODELES HYDROLOGIQUES	117
10.1 Structure des données dans un SIG pour une problématique hydrologique	121
10.2 Architecture utilisée pour le couplage SIG - modèles hydrologiques	123
<u>TROISIEME PARTIE :</u>	
<u>MODELISATION SPATIALE DES RESSOURCES EN EAU DU RENAISON</u>	127
11. CONCEPTION D'UNE BASE DE DONNEES GEOGRAPHIQUES POUR UN SAGE	130
11.1 Analyse des besoins de données géographiques pour un SAGE	131
11.2 Pertinence des données	132

11.3 Modèle logique des données	133
11.4 Acquisition des données de base	133
11.5 Mise à jour	136
12. IDENTIFICATION, LOCALISATION ET COMPORTEMENT DES RESSOURCES EN EAU	138
12.1 Modélisation hydrologique pour la détermination quantitative des ressources en eau	139
12.2 Evaluation de la vulnérabilité des ressources en eau superficielle	167
13. IDENTIFICATION ET LOCALISATION DES USAGES ET DE LEURS INTERACTIONS	
AVEC LES MILIEUX AQUATIQUES	187
13.1 Evaluation des apports en azote et en phosphore par sous-bassin versant	189
13.2 Evaluation de la protection contre la pollution nitratée des eaux superficielles	par
les zones de végétation naturelle	201
13.3 Aptitude des cours d'eau à l'auto-épuration	213
13.4 Localisation des risques de pollution accidentelle	227
14. PERSPECTIVES : INFLEXION DE LA GESTION ACTUELLE DU BASSIN VERSANT	
VERS UNE GESTION PLUS EQUILIBREE	231
14.1 Tendances et scénarios	231
14.2 Choix d'une stratégie	235
14.3 « Produits » du SAGE	235
CONCLUSION	237
BIBLIOGRAPHIE	243
ANNEXES	257
ANNEXE 1 : QUANTILES DES DEBITS OBSERVES JOURNALIERS DE QUATRE AFFLUENTS DU RENAISON	259
ANNEXE 2 : STRUCTURE D'UNE BASE DE DONNEES POUR UN SAGE	261
ANNEXE 3 : SOURCES D'ERREURS DANS LES SIG	277
ANNEXE 4 : FONCTIONS D'ANALYSE SPATIALE IMPLANTEES DANS DES SIG	287
ANNEXE 5 : VARIATION DE L'ENTROPIE DU MNT DU RENAISON EN FONCTION DE L'AGREGATION EN SOUSTRAYANT LA VARIABILITE SPATIALE D'AMPLITUDE REGIONALE	291
ANNEXE 6 : PRESENTATION DU MODELE HYDROLOGIQUE SEMI-DISTRIBUE TOPMODEL	293
ANNEXE 7 : OPERATIONS PRISES EN CHARGE PAR LE SIG POUR OBTENIR LES ENTREES DE TOPMODEL	303
ANNEXE 8 : MODELISATION DU DEFICIT HYDRIQUE AVEC UN SIG	307
ANNEXE 9 : COMPARAISON DES DEBITS ENTRE SOUS-BASSINS VERSANTS DU RENAISON	337
ANNEXE 10 : SIMULATION DES ECOULEMENTS AVEC LE MODELE GLOBAL GR3	341
ANNEXE 11 : SIMULATION DES ECOULEMENTS AVEC LE MODELE SEMI-DISTRIBUE TOPMODEL	345
ANNEXE 12 : PARAMETRES HYDROGEOLOGIQUES ASSOCIES AUX SOLS DU RENAISON	349
ANNEXE 13 : SENSIBILITE DE L'INDICE DE KIRKBY A LA RESOLUTION DU MNT SUR LES AFFLUENTS DU RENAISON	351
ANNEXE 14 : TYPOLOGIE DES ZONES HUMIDES	353
GLOSSAIRE	355

Liste des figures

FIGURE 1 : SCHEMA DIRECTEUR DE LA THESE	16
FIGURE 2 : APPROCHE INTEGREE DES SAGE (D'APRES MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, 1992).....	19
FIGURE 3 : STRUCTURE DE LA COMMISSION LOCALE DE L'EAU	20
FIGURE 4: PRECIPITATIONS MENSUELLES MOYENNES SUR LA PERIODE 1975-95 (SOURCE : METEO-FRANCE).....	35
FIGURE 5 : CONTEXTE REGIONAL DE HORST ET DE GRABEN DU BASSIN DU RENAISON	36
FIGURE 6 : LES DEUX GRANDS TYPES DE DONNEES DANS UN SIG	54
FIGURE 7 : LES GRANDES FONCTIONS D'UN SIG	55
FIGURE 8 : ANALYSE FOCALE	62
FIGURE 9 : MODELE DES GRAPHES POUR LES FONCTIONS DE PROPAGATION (D'APRES [ESRI, 1991])	63
FIGURE 10 : ANALYSE AREALE	64
FIGURE 11 : APPLICATIONS DE L'ANALYSE DE LA POSITION RELATIVE EN HYDROLOGIE	66
FIGURE 12 : VARIATION DE CONTRIBUTION DES MAILLES A LA COMPACITE D'UNE "TACHE"	71
FIGURE 13 : APPROXIMATION POLYGONALE D'UN ARC DE COURBE	79
FIGURE 14 : INDICE D'ENTROPIE EN FONCTION DU NIVEAU D'AGREGATION	81
FIGURE 15 : COUPE SCHEMATIQUE EST-OUEST DU SECTEUR ETUDIE	83
FIGURE 16 : INDICE DE SHANNON EN FONCTION DE LA RESOLUTION SPATIALE.....	84
FIGURE 17 : COEFFICIENT A EN FONCTION DE LA RESOLUTION SPATIALE	84
FIGURE 18 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 1 (PLATEAUX)	87
FIGURE 19 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 2 (PLATEAUX)	87
FIGURE 20 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 3 (VALLEES).....	88
FIGURE 21 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 4 (VALLEES).....	88
FIGURE 22 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 5 (PLAINE)	88
FIGURE 23 : FREQUENCES CUMULEES DES PENTES ET AGREGATION : REGION 6 (PLAINE)	88
FIGURE 24 : VARIATION DE L'INDICE DE SHANNON H' EN FONCTION DE L'AGREGATION	97
FIGURE 25 : VARIATION DE L'INDICE DE DOMINANCE EN FONCTION DE L'AGREGATION	97
FIGURE 26 : VARIATION DE L'INDICE DE CONTAGION EN FONCTION DE L'AGREGATION	97
FIGURE 27 : VARIATION DE L'INDICE ENT EN FONCTION DE L'AGREGATION	97
FIGURE 28 : VARIATION DE PROPORTION DES TYPES EN FONCTION DE L'AGREGATION (REGION 1 : MONTAGNE).....	98
FIGURE 29 : VARIATION DE PROPORTION DES TYPES EN FONCTION DE L'AGREGATION (REGION 2 : MONTAGNE).....	98
FIGURE 30 : VARIATION DE PROPORTION DES TYPES EN FONCTION DE L'AGREGATION (REGION 3 : COTEAUX).....	98
FIGURE 31 : VARIATION DE PROPORTION DES TYPES EN FONCTION DE L'AGREGATION (REGION 4 : PLAINE)	98
FIGURE 32 : COEFFICIENT A POUR DIFFERENTS NIVEAUX D'AGREGATION.....	98
FIGURE 33 : SENSIBILITE DE LA VARIANCE A L'AGREGATION DU MNT	101
FIGURE 34 : SENSIBILITE DE LA VARIANCE A L'AGREGATION DU MNT (SOUSTRACTION DE LA TENDANCE REGIONALE)	101
FIGURE 35 : CONCEPTION DU MODELE GR3	110
FIGURE 36 : COUPLAGE ENTRE TOPMODEL ET UN SIG	124
FIGURE 37 : ARCHITECTURE ACTUELLE DES OUTILS DE MODELISATION EMPLOYES	125
FIGURE 38 : LAMES ECOULEE SUR LES 4 AFFLUENTS DU RENAISON DU 1ER AOÛT AU 30 OCTOBRE 1990	140
FIGURE 39 : PROFIL EN LONG DES 4 COURS D'EAU.....	143
FIGURE 40 : PRECIPITATIONS ANNUELLES ET MOYENNE INTERANNUELLE AUX NOËS (METEO-FRANCE).....	146
FIGURE 41 : ESTIMATION DES LAMES D'EAU ECOULEES PAR CALAGE DU MODELE GR3 SUR LA TACHE EN 1990.....	148
FIGURE 42 : ESTIMATION DES LAMES D'EAU ECOULEES SUR LA TACHE EN 1991 PAR UN CALAGE SUR LA TACHE EN 1990	150
FIGURE 43 : ESTIMATION DES LAMES D'EAU ECOULEES SUR LES CRECHES EN 1990 PAR CALAGE SUR LA TACHE EN 1990	151
FIGURE 44 : PREVISION DE L'ECOULEMENT DE LA TACHE A PARTIR DU 12 JUILLET 1990 EN SUPPOSANT UNE ABSENCE DE PLUIE AU DELA DE CETTE DATE.....	152
FIGURE 45 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LA TACHE EN 1990.....	154

FIGURE 46 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES SUR LA TACHE EN 1991 PAR CALAGE SUR LA TACHE EN 1990.....	157
FIGURE 47 : LES TROIS GRANDS TYPES D'ECOULEMENT SUR UN VERSANT	171
FIGURE 48 : CHEMINS D'ECOULEMENTS ET RISQUES DE POLLUTION A PARTIR D'UN VERSANT.....	173
FIGURE 49 : EVALUATION DES APPORTS EN AZOTE (N) ET EN PHOSPHATE (P) PAR SOUS-BASSIN VERSANT	194
FIGURE 50 : PLUVIOMETRIE ET ECOULEMENT LORS DES ANALYSES CHIMIQUES (LAME D'EAU ECOULEES SUR LE ROUCHAIN).....	197
FIGURE 51 : EFFICACITE DES BANDES TAMPONS ET CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE	202
FIGURE 52 : FORME DES ZONES "TAMPONS" EFFICACES PAR RAPPORT AU CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE	203
FIGURE 53 : PROCEDURES D'ANALYSE SPATIALE DE L'EFFET "TAMPON" DE LA VEGETATION NATURELLE SUR LES POLLUTIONS NITRATES.....	205
FIGURE 54 : DIAGRAMME CAUSAL DE L'AUTO-EPURATION.....	216
FIGURE 55 : MODELISATION SPATIALE DES CAPACITES D'AUTO-EPURATION DE COURS D'EAU	217
FIGURE 56 : INCERTITUDE DES LIMITES.....	281
FIGURE 57 : FUSION CARTOGRAPHIQUE	281
FIGURE 58 : INDICE DE SHANNON EN FONCTION DE LA RESOLUTION SPATIALE.....	291
FIGURE 59 : ELEMENTS DE STOCKAGE DANS TOPMODEL	293
FIGURE 60 : PRINCIPE DU CODAGE DE LA FONCTION <i>FLOWDIRECTION</i> D'ARC/INFO.....	304
FIGURE 61 : PRECIPITATIONS MENSUELLES INTERANNUELLES (DE 1972 A 1990).....	308
FIGURE 62 : TEMPERATURES DE SAINT-NICOLAS-DES-BIEFS ET DE ROANNE D'AVRIL 1991 A SEPTEMBRE 1993.....	310
FIGURE 63 : SCHEMA DU BILAN RADIATIF	314
FIGURE 64 : EVALUATION DE L'EVAPOTRANSPIRATION REELLE ETR - ETAPES DE TRAITEMENT.....	324
FIGURE 65 : DEBITS DES COURS D'EAU ET PRECIPITATIONS	337
FIGURE 66 : FREQUENCES CUMULEES DES CLASSES DE PENTE	338
FIGURE 67 : FREQUENCES CUMULEES DE L'INDICE DE KIRKBY.....	338
FIGURE 68 : DEBITS DE FREQUENCE 10 % SUR LA TEYSSONE ET L'LOUDAN DE 1985 A 1993 EN MM/J	339
FIGURE 69 : CALAGE DE GR3 SUR LA TACHE EN 1990	341
FIGURE 70 : CALAGE DE GR3 SUR L'AVOINE EN 1990	341
FIGURE 71 : CALAGE DE GR3 SUR LES CRECHES EN 1990	342
FIGURE 72 : CALAGE DE GR3 SUR LE ROUCHAIN EN 1990.....	342
FIGURE 73 : VALIDATION DU CALAGE DE GR3 EN 1990 SUR LA TACHE EN 1991	343
FIGURE 74 : VALIDATION DU CALAGE DE GR3 EN 1990 SUR L'AVOINE EN 1991	343
FIGURE 75 : VALIDATION DU CALAGE DE GR3 EN 1990 SUR LES CRECHES EN 1991	344
FIGURE 76 : VALIDATION DU CALAGE DE GR3 EN 1990 SUR LE ROUCHAIN EN 1991.....	344
FIGURE 77 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LA TACHE EN 1990	345
FIGURE 78 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR L'AVOINE EN 1990	345
FIGURE 79 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LES CRECHES EN 1990	346
FIGURE 80 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LE ROUCHAIN EN 1990.....	346
FIGURE 81 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LA TACHE EN 1991 PAR CALAGE EN 1990.....	347
FIGURE 82 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR L'AVOINE EN 1991 PAR CALAGE EN 1990.....	347
FIGURE 83 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LES CRECHES EN 1991 PAR CALAGE EN 1990.....	348
FIGURE 84 : SIMULATION DES LAMES D'EAU ECOULEES AVEC TOPMODEL SUR LE ROUCHAIN EN 1991 PAR CALAGE EN 1990.....	348
FIGURE 85 : FREQUENCE CUMULEE DE L'INDICE DE KIRKBY SUR LA TACHE ET RESOLUTION SPATIALE	351
FIGURE 86 : FREQUENCE CUMULEE DE L'INDICE DE KIRKBY SUR L'AVOINE ET RESOLUTION SPATIALE	351
FIGURE 87 : FREQUENCE CUMULEE DE L'INDICE DE KIRKBY SUR LES CRECHES ET RESOLUTION SPATIALE	352
FIGURE 88 : FREQUENCE CUMULEE DE L'INDICE DE KIRKBY SUR LE ROUCHAIN ET RESOLUTION SPATIALE.....	352

Liste des Cartes

CARTE 1 : SITUATION REGIONALE DU BASSIN DU RENAISON	31
CARTE 2 : ALTIMETRIE	34
CARTE 3 : PEDOLOGIE	39
CARTE 4 : HYDROGRAPHIE	42
CARTE 5 : OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 50 METRES	46
CARTE 6: ASSAINISSEMENT ET CAPTAGES D'EAU POTABLE	48
CARTE 7 : ALTIMETRIE ET ZONES D'ECHANTILLONNAGE	86
CARTE 8 : OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 100 METRES	92
CARTE 9 : OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 200 METRES	93
CARTE 10: OCCUPATION DU SOL A UNE RESOLUTION DE 400 METRES	95
CARTE 11 : ENTROPIE DU MNT DANS UNE FENETRE DE VOISINAGE DE 1250 M	103
CARTE 12 : DEFICIT EN EAU A LA CINQUIEME DECADE DE 1990 : LA TACHE	164
CARTE 13 : CLASSES D'INDICE DE KIRKBY SUR LE RENAISON	166
CARTE 14 : ETAT DE SATURATION DU SOL : 5EME DECADE DE 1990	179
CARTE 15 : TEMPS DE TRANSFERT ESTIMES.....	182
CARTE 16 : ERREUR RELATIVE DE L'EVALUATION DU TEMPS DE TRANSFERT SUR DES CHEMINS D'ECOULEMENT.....	184
CARTE 17 : APPORTS EN AZOTE PAR COMMUNE	196
CARTE 18 : APPORTS EN AZOTE PAR SOUS-BASSIN VERSANT	200
CARTE 19 : ZONES SOURCES DE POLLUTION NITRATEES DIFFUSES.....	207
CARTE 20 : EFFET DE PRELEVEMENT DE NUTRIMENTS PAR LA VEGETATION NATURELLE DES VERSANTS VERS LES COURS D'EAU	210
CARTE 21 : PROTECTION EXERCEE PAR LES ZONES DE VEGETATION NATURELLE	212
CARTE 22 : APTITUDE DES COURS D'EAU A L'AUTO-EPURATION	222
CARTE 23 : POLLUTIONS DOMESTIQUES REJETEES DANS LES COURS D'EAU	224
CARTE 24 : ROLE EPURATOIRE DES COURS D'EAU SUR LES POLLUTIONS D'ORIGINE DOMESTIQUE	226
CARTE 25 : RISQUES DE POLLUTION DES EAUX SUPERFICIELLES A PARTIR DES ROUTES.....	230
CARTE 26 : EVOLUTION DE LA POPULATION DE 1982 A 1990	234
CARTE 27 : PRECIPITATIONS MENSUELLES CUMULEES INTERPOLEES AU MOIS DE MAI	312
CARTE 28: EVAPOTRANSPIRATION MENSUELLE POTENTIELLE AU MOIS DE MAI	325
CARTE 29 : EVAPOTRANSPIRATION MENSUELLE DE LA CULTURE DE REFERENCE AU MOIS DE MAI	328
CARTE 30 : EVAPOTRANSPIRATION MAXIMALE MENSUELLE AU MOIS DE MAI.....	329
CARTE 31 : RESERVE EN EAU DU SOL ESTIMEE AU MOIS DE MAI	331
CARTE 32 : EVAPOTRANSPIRATION MENSUELLE REELLE ESTIMEE AU MOIS DE MAI.....	334
CARTE 33 : ECOULEMENT DISPONIBLE MOYEN ESTIME EN MAI	336

Liste des Tableaux

TABLEAU 1 : PRECIPITATIONS SAISONNIERES MOYENNES RELATIVES A LA SOMME ANNUELLE MOYENNE SUR LA PERIODE 1975-95 (SOURCE : METEO-FRANCE).....	30
TABLEAU 2 : COMPARAISON DE LA STRUCTURE RASTER ET DE LA STRUCTURE VECTEUR	56
TABLEAU 3 : VARIANCE EN FONCTION DE L'AGREGATION	101
TABLEAU 4 : CENTILES DES LAMES D'EAU (EN MM/J) DES DIFFERENTS COURS D'EAU	140
TABLEAU 5 : CARACTERISTIQUES DES BASSINS VERSANTS JAUGES EN AMONT DES BARRAGES DU RENAISON	142
TABLEAU 6 : PARAMETRES CALES ET INITIALISES EN 1990	147
TABLEAU 7 : CRITERES D'EVALUATION DU CALAGE DU MODELE GR3 SUR LES QUATRE BASSINS EN 1990	148
TABLEAU 8 : GR3 : VALIDATION SUR 1991 DU CALAGE EFFECTUE EN 1990	149
TABLEAU 9 : PARAMETRES DE GR3 CALES EN 1991	150
TABLEAU 10 : EXTRAPOLATION DES PARAMETRES CALES EN 1990 AVEC GR3 : VALEUR DU CRITERE DE NASH	151
TABLEAU 11 : PARAMETRES ET CRITERE DE NASH DU CALAGE DE TOPMODEL SUR LES QUATRE BASSINS EN 1990	153
TABLEAU 12 : TOPMODEL : CRITERES D'EVALUATION DU CALAGE SUR LES QUATRE BASSINS EN 1990	154
TABLEAU 13 : SENSIBILITE DU CRITERE DE NASH DES RESULTATS DE LA SIMULATION AVEC TOPMODEL AUX VALEURS DE PARAMETRES POUR L'ANNEE 1990.....	155
TABLEAU 14 : TOPMODEL : VALIDATION SUR 1991 DU CALAGE EFFECTUE EN 1990	156
TABLEAU 15 : PARAMETRES ET CRITERE DE NASH AVEC UN CALAGE DE TOPMODEL EN 1991	157
TABLEAU 16 : EXTRAPOLATION DES PARAMETRES CALES EN 1990 AVEC TOPMODEL : VALEUR DU CRITERE DE NASH	158
TABLEAU 17 : SENSIBILITE DU CRITERE DE NASH (SIMULATION 1990) ET DU CRITERE D'ENTROPIE DE SHANNON A L'AGREGATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LA TACHE.....	161
TABLEAU 18 : SENSIBILITE DU CRITERE DE NASH (SIMULATION 1990) ET DU CRITERE D'ENTROPIE DE SHANNON A L'AGREGATION SUR LE BASSIN VERSANT DE L'AVOINE	161
TABLEAU 19 : SENSIBILITE DU CRITERE DE NASH (SIMULATION 1990) ET DU CRITERE D'ENTROPIE DE SHANNON A L'AGREGATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LES CRECHES.....	161
TABLEAU 20 : SENSIBILITE DU CRITERE DE NASH (SIMULATION 1990) ET DU CRITERE D'ENTROPIE DE SHANNON A L'AGREGATION SUR LE BASSIN VERSANT DU ROUCHAIN	161
TABLEAU 21 : TYPES D'ELEVAGE ET EQUIVALENTS UNITES DE GROS BETAIL	190
TABLEAU 22 : SURFACE AGRICOLE UTILISEE COMMUNALE SUR LE SECTEUR DU RENAISON	193
TABLEAU 23 : EVALUATION DES APPORTS D'AZOTE PAR BASSIN VERSANT EN 1988.....	194
TABLEAU 24 : MESURES DES TENEURS EN NITRATES, AMMONIUM ET DCO DE DIFFERENTS COURS D'EAU DU BASSIN DU RENAISON (16 MAI ET 22 JUIN 1996).....	197
TABLEAU 25 : HIERARCHIE DE POLLUTION AZOTEE DES COURS D'EAU CALCULEE ET MESUREE	198
TABLEAU 26 : INDICES DES REJETS POLLUANTS ET DE L'APTITUDE A L'AUTO-EPURATION SUR LE RENAISON	219
TABLEAU 27 : ROLE EPURATOIRE DES COURS D'EAU	219
TABLEAU 28 : LE ROUCHAIN DE 1967 A 1973 ET DE 1989 A 1993	259
TABLEAU 29 : LES CRECHES DE 1967 A 1973 ET DE 1989 A 1993.....	259
TABLEAU 30 : L'AVOINE DE 1967 A 1973 ET DE 1989 A 1993.....	260
TABLEAU 31 : LA TACHE DE 1971 A 1978 ET DE 1989 A 1993.....	260
TABLEAU 32 : PRECIPITATIONS MENSUELLES DE 3 STATIONS METEOROLOGIQUES DU BASSIN DU RENAISON (MESURES DE METEO FRANCE, 1972-1990).....	309
TABLEAU 33 : COEFFICIENTS CULTURAUX DU MAÏS EN FONCTION DES MOIS DE L'ANNEE	317
TABLEAU 34 : PROFONDEUR D'ENRACINEMENT DE DIFFERENTES PLANTES CULTIVEES.....	319
TABLEAU 35 : RESERVE FACILEMENT UTILISABLE ESTIMEE EN FONCTION DE LA TEXTURE DES SOLS	320
TABLEAU 36 : COEFFICIENT D'IMPERMEABILISATION DES SOLS (D'APRES [COSTE ET LOUDET, 1987])	322
TABLEAU 37 : TYPOLOGIE DES ZONES HUMIDES D'EAU DOUCE.....	353

INTRODUCTION

1. Introduction générale

La préservation de la ressource en eau est un des enjeux fondamentaux de notre époque. L'augmentation des prélèvements et des rejets due à la croissance démographique et au développement économique menace de plus en plus la quantité et la qualité de cette ressource vitale.

Les SAGE et la gestion intégrée des ressources en eau

La prise de conscience internationale de ces risques a conduit certains Etats à se doter de moyens réglementaires afin d'organiser au mieux et de façon durable la gestion et l'aménagement des ressources en eau.

En France, la « loi sur l'eau » du 3 janvier 1992 instaure une gestion par unité hydrologique, respectant une approche intégrée de la ressource. Une approche intégrée prend en compte les différentes dimensions de la ressource (qualité, quantité, usages, milieux...) et les interactions entre ces dimensions. Les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), dont le principe est défini dans cette loi, associent dans une même structure de concertation (la Commission Locale de l'Eau ou CLE) : les représentants de l'Etat, les élus locaux et les usagers. Cette structure permet, à l'échelle de bassins versants ou de nappes souterraines régionales, une gestion concertée des usages de l'eau et une protection des milieux aquatiques qui garantissent la qualité de la ressource en eau.

Mais, une ressource en eau et ses usages constituent un système complexe : un ensemble de nombreuses variables liées par des interactions. Le comportement de ce système ne peut pas être compris facilement : l'emploi de la modélisation permet d'améliorer sa compréhension et de simuler des prises de décision.

Contribution de ce travail au domaine de la modélisation des ressources en eau

La modélisation pose le problème de la représentation de l'information nécessaire à la décision. L'information liée à une ressource naturelle comme l'eau est caractérisée tant par une variabilité spatiale des données, que par une connaissance le plus souvent qualitative des phénomènes et par des interactions fortes entre les éléments de l'hydrosystème.

L'analyse spatiale permet d'extraire les relations existantes entre les éléments de ce système de ressource. Chaque élément ne peut pas être pris isolément de son contexte géographique, il faut le situer dans son environnement, d'où la nécessité d'utiliser de nouveaux outils de modélisation. Un Système d'Information Géographique (SIG) constitue un outil pertinent pour représenter l'espace et les interactions se produisant à l'intérieur de cet espace. Plus qu'une base de données stockant des informations géoréférencées, le SIG est le support d'une analyse spatiale approfondie.

La manipulation de données géographiques dans un but d'aide à la décision nécessite d'estimer la fiabilité des résultats en analysant les erreurs et leur propagation au cours des traitements. Une synthèse de différentes méthodes employées à ce sujet est présentée et appliquée dans le cadre de cette thèse.

Par ailleurs, l'échelle ou la résolution spatiale impliquent un certain niveau de représentation de la variabilité spatiale des données et ainsi de la richesse de l'information contenue dans les documents cartographiques. Un critère permettant d'apprécier l'échelle d'observation nécessaire à l'analyse des données s'avère donc particulièrement précieux.

Le SIG ne prend pas en charge intégralement la modélisation des phénomènes spatio-temporels. Le couplage entre un SIG et des outils de simulation hydrologique permet d'enrichir ces premiers en données en intégrant les résultats de la simulation hydrologique dans des analyses spatiales propres au SIG. La représentation de la variabilité spatiale des données au sein d'un modèle hydrologique a pour objectifs : d'améliorer le réalisme de la modélisation, de comprendre la structure et le comportement du système hydrologique étudié et de simuler les effets d'aménagements.

Nous présenterons plusieurs applications réalisées dans le domaine de la gestion et de l'aménagement intégré des ressources en eau sur un bassin versant test. Ces applications traitent de la quantification des ressources en eau et de leur vulnérabilité par rapport à des pollutions chroniques ou accidentelles, diffuses ou ponctuelles.

L'objectif de ces diverses applications est de démontrer l'intérêt de la modélisation spatiale. La programmation et l'exploitation optimisée de fonctions d'analyse spatiale existantes dans des SIG permet de définir une méthodologie pour la gestion des ressources en eau.

L'objectif de cette thèse est de montrer comment les SIG peuvent contribuer au dialogue entre les scientifiques, les techniciens et les décideurs. Le SIG pourrait être à l'origine d'une nouvelle "culture patrimoniale de bassin versant", la ressource étant moins conçue sectoriellement mais comme un patrimoine qu'il faut gérer en commun entre les usagers. Ce travail s'adresse donc notamment aux membres des structures de décision des SAGE (les membres de la Commission Locale de l'Eau), car ces responsables ont besoin de posséder un outil de représentation des problèmes qui leur sont soumis afin de décider en connaissance de cause. Certaines fonctions sont désormais triviales avec un SIG, nous ne simulerons donc pas son utilité à chaque phase d'un SAGE, mais nous développerons l'intérêt des outils d'analyse spatiale qu'il contient concernant certaines modélisations particulièrement délicates.

Plan de la thèse

Les différentes étapes de ce travail de thèse sont articulées de la manière suivante (cf. Figure 1) :

Dans une première partie, nous présenterons la problématique de gestion intégrée des ressources en eau telle qu'elle est conçue dans les Schémas de Gestion et d'Aménagement des Eaux. Dans le même temps, nous soulèverons les limites de ces structures de décision et d'action en l'absence d'outils de représentation de la variabilité des données. Ensuite, nous introduirons le bassin versant du Renaison qui est utilisé comme test de l'approche proposée.

En seconde partie, nous étudierons comment est prise en compte, dans les outils informatiques modernes, la variabilité spatiale et temporelle des ressources en eau. Nous présenterons d'abord l'intérêt des Systèmes d'Information Géographiques dans ce domaine,

puis celui des modèles hydrologiques. Nous étudierons ensuite l'utilité d'un couplage entre ces outils pour une meilleure intégration de l'espace dans la modélisation.

En troisième partie, nous nous appuierons sur l'exemple du Renaison pour aborder différents problèmes de modélisation pour les phases d'Etat des Lieux et de Diagnostic Global d'un SAGE. Plusieurs applications destinées à améliorer la connaissance et à simuler des prises de décision ont été réalisées sur ce bassin versant test afin de valider le choix du couplage SIG - modèle hydrologique.

Enfin, nous concluons sur la validité et les limites de l'approche proposée et sur des perspectives d'amélioration.

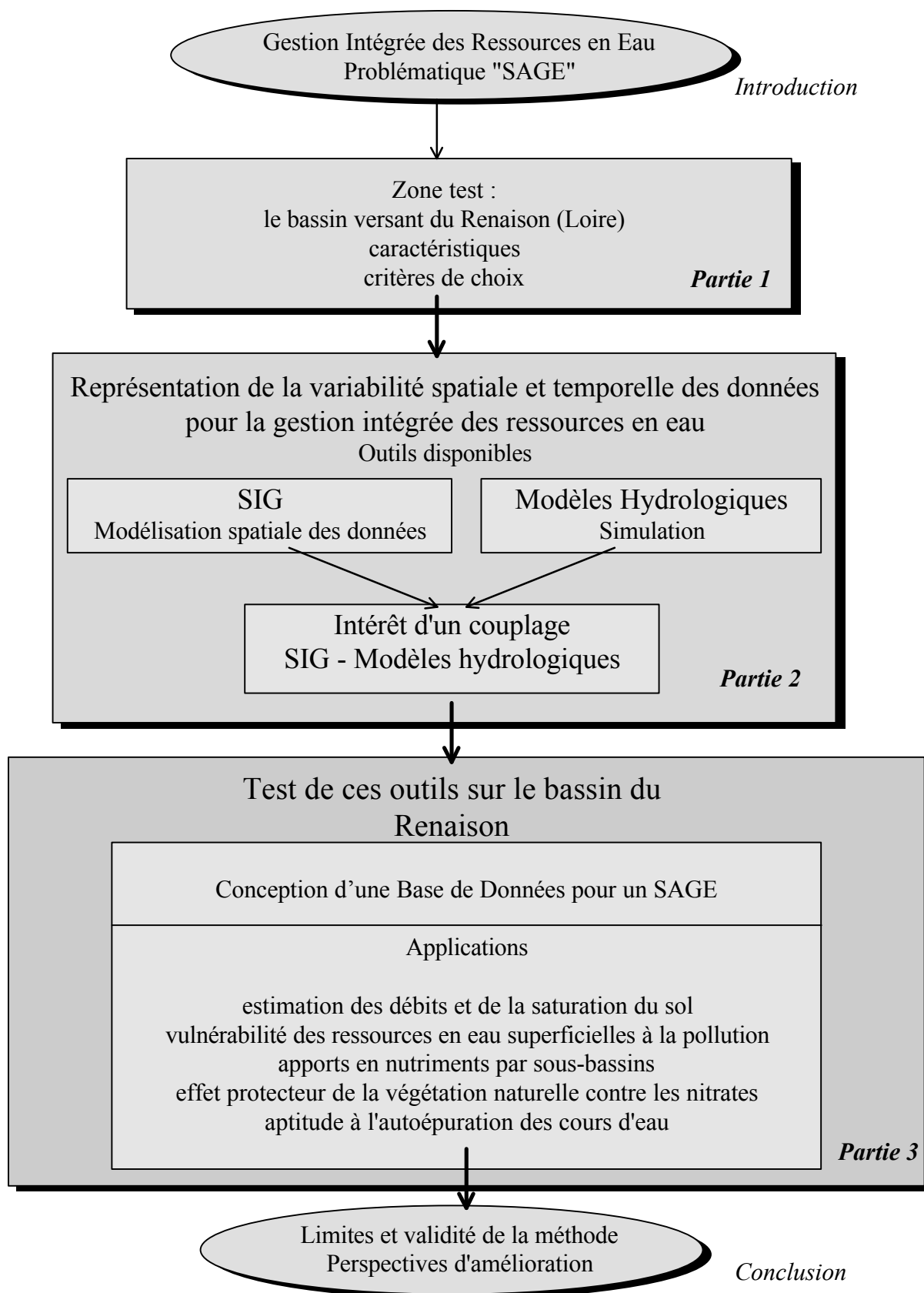


Figure 1 : Schéma Directeur de la Thèse

2. Les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux **pour la gestion intégrée des ressources en eau**

2.1 Impasse d'une gestion sectorielle

Depuis l'apparition des premiers textes réglementaires, l'aménagement des cours d'eau était conçu d'un point de vue sectoriel : il s'agissait de trouver une solution efficace à un problème socio-économique donné [Ministère de l'Environnement, 1993]. Les objectifs étaient bien cernés et considéraient le milieu naturel comme un élément à maîtriser sans envisager les rétroactions engendrées par une dégradation des équilibres naturels. Ainsi, la construction de barrages ou l'endiguement des grands fleuves sont à l'origine de **nouvelles dynamiques difficilement contrôlables** et provoquant, d'un point de vue économique, des surcoûts considérables : érosion en aval de barrages, eutrophisation des réservoirs, canalisation des cours d'eau entraînant une baisse de qualité des nappes alluviales (manganèse, bactéries sulfito-réductrices), remontée de bouchons vaseux dans les estuaires, pollution des eaux souterraines (de façon dramatique en Bretagne et en Vendée)...

D'un point de vue écologique ces aménagements ont été souvent catastrophiques puisqu'ils ont conduit notamment à la **disparition de nombreuses zones humides**, sources de diversité biologique et paysagère. Par ailleurs, cette approche sectorielle négligeait le plus souvent des usages jugés secondaires : pêche, tourisme, cadre de vie...

Ces multiples expériences négatives conduisent actuellement à un accroissement des conflits autour de la ressource en eau. Elles démontrent en tout cas la **nécessité d'une gestion concertée des usages de l'eau et de la préservation des milieux naturels aquatiques**.

Il convient de parler de **gestion patrimoniale de l'eau** : il est nécessaire de partager les ressources entre différents utilisateurs mais aussi de transmettre ce patrimoine aux générations futures. Ceci rejoint la notion de réversibilité : les modifications apportées à l'environnement même si elles conduisent à une certaine artificialisation doivent être réversibles afin que les erreurs qui puissent être commises ne soient pas irrémediables.

Par ailleurs dans l'ancienne législation, les milieux étaient soit totalement négligés, soit pris en compte uniquement lorsqu'ils répondaient aux besoins des usages de l'eau. Mais les milieux ont un intérêt primordial par eux-mêmes : ces écosystèmes renferment une diversité biologique qu'il ne faut pas détruire. La diversité biologique est vitale et il faut la conserver pour les générations futures.

Le groupe de travail sur l'innovation en matière d'aménagement et de gestion de l'espace fluvial [Ministère de l'Environnement, 1993] a souligné les objectifs d'une gestion plus écologique :

- une très bonne **qualité de l'eau**,
- la préservation des **écosystèmes** par le maintien ou l'accroissement de la richesse des habitats aquatiques et riverains,
- une **adéquation entre la ressource en eau et les utilisations**,

- une gestion correcte de l'exposition au **risque d'inondation**.

Ce groupe d'experts a insisté également sur la nécessité d'équilibrer les efforts consacrés à ces quatre thèmes et d'assurer la cohérence de chacun par rapport aux trois autres.

2.2 La « loi sur l'eau »

La loi du 3 janvier 1992 (Loi n°92-3), appelée « loi sur l'eau », marque une étape importante dans la prise en compte de la ressource en eau comme un **patrimoine collectif à gérer globalement**.

La loi sur l'eau s'inscrit dans une évolution législative. La loi de 1964 a été une première étape dans une gestion coordonnée de la ressource avec la mise en place des Agences de Bassin (aujourd'hui Agences de l'Eau) et le principe de financement de la réhabilitation de la qualité de l'eau par une taxe sur les pollueurs. Depuis, la réglementation a évolué vers une prise en compte progressive des milieux [Ministère de l'Environnement, 1992] : loi sur les études d'impacts (1976), loi sur les installations classées, loi Pêche (1984)...

Le caractère novateur de la loi sur l'eau est de remplacer ces approches sectorielles par une **approche intégrée nécessaire à la préservation du patrimoine aquatique** [Ministère de l'Environnement, 1992] : les milieux aquatiques et les usages de l'eau étant considérés comme un tout indissociable (cf. Figure 2). Les usages de l'eau sont conditionnés par une préservation des milieux aquatiques qui contribuent à la qualité de la ressource en eau. Les usages ne peuvent pas être considérés individuellement car ils interagissent qualitativement et quantitativement, de part leur position géographique (amont / aval) et de part le type d'usage : la qualité nécessaire à l'eau d'irrigation est moins exigeante que celle imposée à l'eau potable, par exemple.

Pour assurer un développement équilibré, il s'agit de « préserver et restaurer la qualité et le fonctionnement des écosystèmes fluviaux et riverains et de s'appuyer au maximum sur ces fonctionnements pour satisfaire les besoins sociaux » [Ministère de l'environnement, 1993].

Afin de résoudre les problèmes de conflit d'usage et de préserver les milieux aquatiques, la loi sur l'eau insiste sur la nécessité de **décentraliser le processus de décision et d'application** en impliquant les collectivités locales et les usagers.

Pour réaliser cette gestion intégrée de la ressource en eau, la loi de 1992 a défini de nouvelles structures de réglementation et de planification :

- à l'échelle de grands bassins, les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (**SDAGE**) élaborés à l'initiative des préfets coordonnateurs de bassin. Il s'agit d'une réflexion globale : l'objectif de ces Schémas Directeurs est de définir les « orientations fondamentales d'une gestion équilibrée des ressources en eau » (Loi n°92-3, art. 3).
- à une échelle plus locale et comme cadre de mise en oeuvre opérationnelle des SDAGE : les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (**SAGE**).

Le SDAGE du bassin de la Loire a été voté par le Comité de Bassin à l'unanimité en fin 1995 et adopté définitivement après consultation des instances régionales en septembre 1996. Pour l'instant, on compte une vingtaine de SAGE sur le bassin Loire-Bretagne, ces SAGE

s'intéressent à des bassins de tailles diverses et sont à des étapes d'avancement variées. Quelques "grands SAGE" sont en phase d'instruction : le Vilaine (10 900 km²) et la Vienne (6 850 km²) et, sur une surface inférieure et pour des problèmes d'eutrophisation de milieux naturels remarquables, le Lac de Grandlieu (850 km²). D'autres plus modestes par leur taille sont en cours d'élaboration.

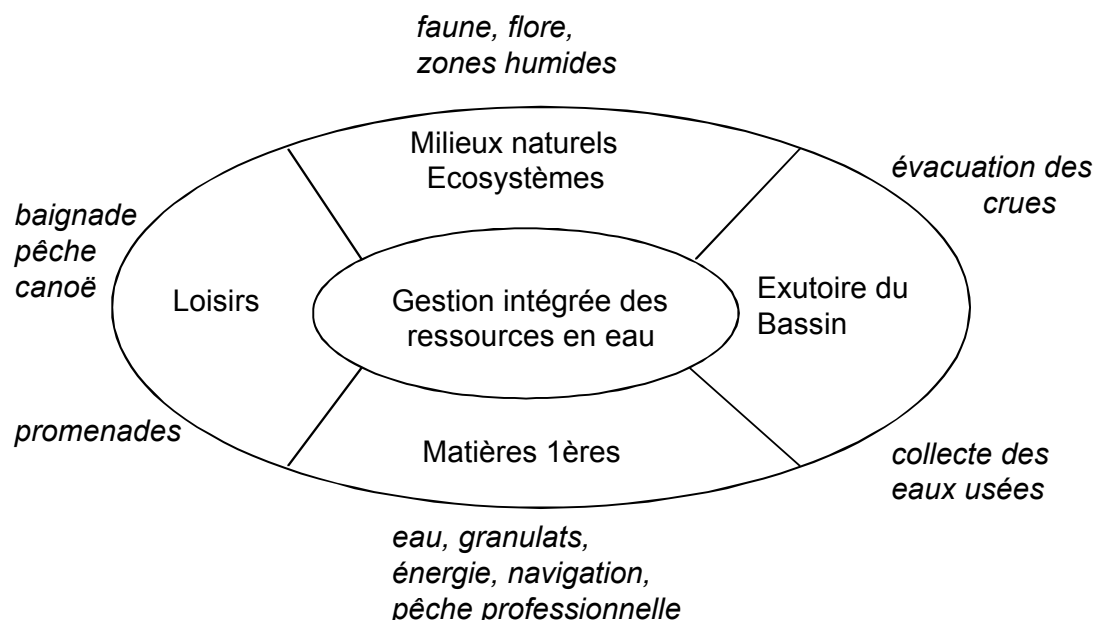


Figure 2 : Approche intégrée des SAGE (d'après Ministère de l'Environnement, 1992)

Les SAGE

Les SAGE doivent fixer au niveau de bassins versants les "objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau superficielle et souterraine et des écosystèmes aquatiques ainsi que la préservation des zones humides" (Loi n°92-3, art. 5). Ce sont donc des outils de planification visant à une gestion solidaire équilibrant l'utilisation de l'eau et sa préservation comme écosystème et en conciliant différents usages.

L'élaboration d'un SAGE exige de définir un périmètre correspondant à une entité géographique cohérente, d'organiser une réelle concertation par la mise en place d'une Commission Locale de l'Eau et de fixer des échéances à court et moyen terme [Ministère de l'Environnement, 1992].

Définition du périmètre du SAGE

Le périmètre doit répondre à deux critères :

- cohérence physique : unité fonctionnelle (bassin versant ou nappe souterraine),
- faisabilité humaine : le périmètre doit présenter une taille opérationnelle pour permettre d'intégrer les différents acteurs locaux (l'extension recommandée est de 1 000 à 2 000 km²) et doit prendre en compte si possible les découpages administratifs.

La Commission Locale de l'Eau

Les acteurs locaux interviennent dans un organisme de concertation et de décision : la Commission Locale de l'Eau (la **CLE**). Cette CLE réunit trois collèges (cf. Figure 3) : les collectivités locales qui élisent le président de la CLE, les représentants des usagers et les associations, les services de l'Etat et ses établissements publics. La CLE a pour objectif principal de rassembler ces acteurs autour d'une même table pour qu'ils puissent exposer les conflits qui les opposent afin d'aboutir à un consensus et qu'une politique cohérente puisse être menée à bien sur l'unité hydrologique.

Horizon temporel

Le SAGE doit se fixer une période stratégique de dix ans mais doit aussi aboutir à des résultats pratiques à plus court terme. Une révision éventuelle est envisageable durant cette période pour réorienter les objectifs en cas de nécessité.

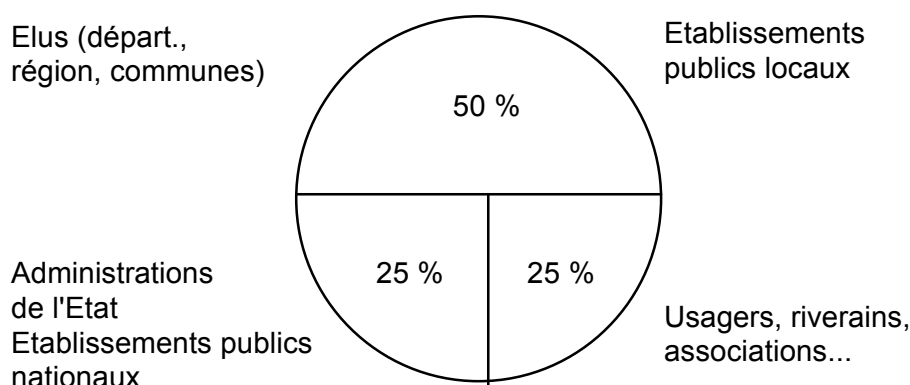


Figure 3 : Structure de la Commission Locale de l'Eau

2.3 Les différentes phases d'un SAGE

Trois phases ont été définies par le Guide Méthodologique du Ministère de l'Environnement:

1. Phase préliminaire : délimitation du périmètre et constitution de la CLE
2. Elaboration du SAGE par la CLE et approbation par le préfet
3. Mise en oeuvre et suivi des actions à l'aide d'un tableau de bord.

Phase préliminaire

La décision de réaliser un SAGE sur une unité hydrologique peut provenir d'une décision du préfet ou des organismes de bassin ou bien spontanément d'acteurs locaux soucieux de préserver leurs ressources en eau. Dans ce second cas, la décision doit être validée par le ou les préfets concernés et par le Comité de Bassin. La cohésion avec les orientations du SDAGE est bien sûr un élément indispensable à cette décision.

Elaboration du SAGE

Cette phase est la plus délicate. Elle se décompose en différentes séquences : une analyse des milieux et des usages, des relations entretenues à l'intérieur de ce système milieux-usages, des tendances évolutives perçues, une stratégie commune à l'ensemble des acteurs doit être définie. Enfin, elle doit être validée par le préfet sous forme d'un arrêté préfectoral.

Etat des lieux

C'est une séquence de constitution du fond de données nécessaire aux prises de décisions ultérieures. Ces données sont de trois types : données scientifiques et techniques « objectives » (selon le Ministère de l'Environnement), données réglementaires et légales et données relatives aux acteurs.

Diagnostic global

Cette séquence correspond à une synthèse des données collectées auparavant en une information pertinente pour la compréhension des enjeux : relations entre les milieux, entre les usages et entre les usages et les milieux. Les bilans doivent être exprimés sous forme quantitative ou sous forme qualitative. Cette étape doit permettre de saisir le fonctionnement de l'hydrosystème intégrant aussi bien les milieux naturels que l'action de l'homme.

Tendances et scénarios

Ici est pris en compte la dimension du futur : quel est le devenir des usages et des milieux ? Où perçoit-on des dégradations ? Quels sont les projets ? Peuvent-ils être conciliés avec une gestion patrimoniale ? Il s'agit donc de dégager des tendances et de les extrapoler vers l'avenir.

Choix de la stratégie

Cette étape sert à définir « en concertation le scénario consensuel à poursuivre collectivement » [Ministère de l'Environnement, 1992]. Ce scénario est choisi :

- en définissant un ensemble d'objectifs à atteindre pour les milieux et les usages ;
- puis, en comparant les différentes tendances et scénarios sectoriels perçus ou exprimés lors de l'étape précédente selon des critères écologiques, économiques, financiers et paysagers ;
- enfin, en définissant le scénario consensuel adapté à la réalisation des objectifs.

Produits

Il s'agit de présenter clairement les objectifs et la stratégie arrêtés par la CLE aux différents partenaires par des campagnes de sensibilisation et d'information. Cette consultation est un préalable pour la réussite du SAGE qui doit voir émerger une véritable culture de bassin versant : le bassin versant doit être plus qu'une unité d'analyse pour les hydrologues, il doit être perçu par les usagers et acteurs locaux comme un patrimoine à gérer collectivement.

Les SAGE doivent donc exprimer :

- des orientations de gestion : traduction locale de la réglementation générale et dispositions particulières : gestion des ouvrages, des « terrains concernés par la gestion des milieux ».
- des orientations d'aménagement :
 - . programmes d'aménagements : dépollution, restauration de rivière, protection des nappes souterraines, etc.
 - . équipements : réseaux de mesures, par exemple ;
 - . recommandations aux structures institutionnelles d'aménagement.
- tableau de bord : suivi de l'évolution des milieux et des usages, évaluation des écarts entre les objectifs et les réalisations et recherche des causes de dérive, évaluation des moyens mis en oeuvre.

Validation finale

Cette validation consiste à vérifier la cohérence du SAGE avec le SDAGE l'englobant (s'il existe) et avec « les autres documents susceptibles de s'imposer à lui » (schémas de vocation piscicole, par exemple).

Mise en oeuvre et suivi

La CLE assure un suivi du respect de la réglementation et des aménagements prévus à l'aide d'un tableau de bord avec un bilan annuel pouvant conduire à une réorientation des objectifs et des moyens. Aménagements et gestion répondent non seulement à un plan global mais à des contraintes propres, chaque réalisation peut conduire à une modification des orientations stratégiques [Ministère de l'Environnement, 1993]. Il s'agit donc d'intégrer ces évolutions au fur et à mesure dans le SAGE pour assurer sa cohérence.

2.4 Nécessité d'une modélisation pour l'élaboration d'un SAGE

La gestion intégrée d'une ressource en eau est complexe car cette ressource est distribuée inégalement dans l'espace et dans le temps et qu'elle interagit avec tout son environnement. L'homme est confronté à un élément dynamique en évolution permanente.

Mitchell distingue trois niveaux dans la gestion intégrée des ressources en eau [Mitchell, 1990] :

- prise en compte des différentes dimensions de l'eau (eau de surface / eau souterraine, qualité / quantité), chaque dimension constituant une composante à l'intérieur d'un système et pouvant interagir avec le reste du système ; la gestion d'une composante doit intégrer les relations avec les autres composantes.
- le système eau interagit avec d'autres systèmes : par exemple, l'agriculture entraîne une modification du déficit hydrique ou du drainage des sols, ce qui modifie l'équilibre de la ressource en eau.
- prise en compte du développement économique et social dans la gestion des eaux : l'eau peut avoir aussi bien un rôle de ressource économique, que de frein aux activités, sa gestion doit être considérée dans les plans de développement durable.

Dans un tel cadre, la question est de savoir quelles informations sont utiles à la prise de décision pour une gestion intégrée ?

Les données représentant l'élément Eau sont extrêmement diverses et complexes : **données distribuées dans l'espace, données variables dans le temps, données qualitatives ou quantitatives**. Les données quantitatives sont des données numériques, les données qualitatives sont des données nominales ou des intervalles de données numériques. Le modèle adapté à une gestion intégrée des ressources en eau doit être capable de traiter ces différentes propriétés des données.

La représentation de ces données nombreuses, complexes et variables sur un territoire socio-économique vaste est un préalable à tout acte de décision de la CLE. Plus clairement seront exprimés les enjeux économiques et écologiques, plus rationnellement seront prises les décisions. En effet, les outils techniques doivent avoir, avant tout, pour objectif d'aider les non-techniciens que sont les membres de la CLE, ils ne doivent pas être des outils de manipulation

destinés à servir des intérêts technocratiques. Les outils doivent permettre de constituer une véritable "culture de bassin versant" et cette culture doit être homogène entre les acteurs locaux afin d'aboutir à une gestion patrimoniale de l'eau (comme le souligne P. Frenel de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne).

La complexité du système Eau, même à l'échelle d'une unité hydrologique réduite, nécessite donc de faire appel à des méthodes de modélisation adaptées.

La modélisation est une 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. Néanmoins, l'usage de ce terme doit être restreint à son acceptation la plus répandue : la représentation des objets par des paramètres ou des variables et la représentation des relations par des équations ou des règles [Aracil, 1984]. La manipulation de données multiples, variables dans l'espace et dans le temps, nécessite l'emploi de l'ordinateur.

Les acteurs de la gestion et de l'aménagement des eaux n'ont souvent qu'une vue partielle des problèmes, celle qui les concerne directement, sans saisir les liens qui peuvent exister entre leurs usages et d'autres usages ou avec les milieux aquatiques. Cette vision partielle est d'ailleurs le résultat culturel de l'ancien modèle de développement sectorisé de l'eau antérieur à 1992. Un modèle du fonctionnement et des enjeux sur l'unité hydrologique où ces usagers agissent pourrait leur permettre de mieux saisir leur rôle et la nécessité d'une politique concertée.

Un problème majeur concernant la modélisation d'un SAGE est la représentation de sa variabilité spatiale. La prise de décision dans le domaine de la gestion ou de l'aménagement dans ce domaine nécessite en effet de prendre en compte la **localisation des ressources, activités et usages de l'eau et de leurs interactions spatiales**. L'aménagement ou la gestion d'un cours d'eau ne peuvent plus être considérés de façon linéaire car le cours d'eau est contrôlé par des phénomènes se produisant dans un espace plus vaste. Cet espace doit intégrer le bassin versant dans son ensemble et distinguer, à l'intérieur de ce bassin, les structures jouant un rôle primordial dans la quantité et la qualité de la ressource. En effet, les interactions entre le cours d'eau et son environnement ne sont pas réparties de façon homogène. Les zones humides ou les corridors de végétation naturelle permettent une protection naturelle voire une réhabilitation de la qualité des eaux superficielles et souterraines.

Le problème de la représentation spatiale est d'autant plus délicat que l'eau se trouve dans différents milieux (superficiel, souterrain) et qu'elle se propage selon des directions spécifiques et à des vitesses très variables. De nombreuses questions sont posées en terme spatial dans la gestion d'une ressource en eau : Quel est le lien entre les eaux souterraines et les eaux superficielles ? Quelles sont les vocations principales de chaque sous-bassin versant ? Tel rejet peut-il menacer tel captage ? Quelle est la meilleure zone pour autoriser telle activité ? Quelles sont les zones naturelles susceptibles d'améliorer la qualité des cours d'eau et où en implanter de nouvelles ? Quel sous-bassin versant contribue le plus à l'eutrophisation de tel plan d'eau ?...

Ces relations spatiales sont complexes et l'emploi d'outils adaptés devrait permettre de mieux comprendre ces phénomènes et de mieux prédire l'effet de l'intervention humaine sur ces milieux puisque celle-ci est également spatialisée.

Le Guide Méthodologique d'élaboration des SAGE [Ministère de l'Environnement, 1992] recommande (tout particulièrement lors de la phase "Diagnostic Global") la construction de cartes qui "figureraient des enjeux, des contraintes par usage et/ou par milieu permettant une bonne visualisation des degrés de liberté du système Eau concerné et constitueraient un excellent outil d'aide à la construction des scénarios et de la stratégie, objets des séquences suivantes de la phase d'élaboration". Il s'agit de révéler les convergences et les divergences entre les différents acteurs et les milieux grâce à un modèle d'interactions situant les acteurs les uns par rapport aux autres et de souligner leur tendance protectrice ou agressive vis-à-vis du milieu (certains usagers pouvant présenter les deux tendances contradictoires).

Les travaux du Cemagref et de l'Université de Saint-Etienne (CRENAM), pour le Ministère de l'Environnement, sur la gestion écologique intégrée du bassin de la Loire constituent une approche novatrice [Wasson et al., 1993]. Le SIG est utilisé pour discrétiser le bassin en fonction de facteurs déterminant le fonctionnement des écosystèmes : écorégions (terme regroupant des unités homogènes en terme de géologie, relief et climat), régime hydrologique, morphologie (structure spatiale) et végétation rivulaire. Les auteurs se sont également intéressés à spatialiser le système socio-économique en terme d'usages de l'eau et de pression sur les milieux aquatiques. Le croisement du système socio-économique et des écorégions les conduit à délimiter des régions de gestion à l'intérieur desquelles s'exerce un certain nombre d'actions engendrant des pressions sur les écosystèmes (occupation de l'espace, rejets, gestion de l'eau, modification du lit, usages du milieu).

Même si notre problématique se situe à une échelle différente de celle de ces chercheurs (qui travaillent sur le SDAGE de la Loire), notre approche présente plusieurs convergences dans la recherche d'une discrétisation spatiale pertinente de l'hydrosystème.

La nécessité d'une représentation spatiale des données ne concerne pas seulement les SAGE. De nombreuses autres actions qui ont une problématique spatiale sont ou seront conduites par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne durant le programme 1997-2002 : les Directives Territoriales d'Aménagement (DTA) issues des lois "Pasqua", les Schémas Départementaux (comme par exemple, en Vendée), l'opération "Bretagne Eau Pure n°2" sur des bassins de démonstration (taille inférieure à 200 km²) et sur des bassins d'action renforcée (taille supérieure à 200 km²), des opérations intercommunales (districts, communautés de communes...). La nécessité d'une modélisation spatiale est illustrée par "l'archétype" de la démarche globale constitué par les SAGE mais elle est sous-jacente à de nombreuses autres futures réalisations.

Mais, il est également nécessaire de prendre en compte la dimension temporelle dans la modélisation d'un hydrosystème. En effet, la variabilité temporelle de la ressource est déterminante pour sa gestion. Le recours à la simulation hydrologique s'impose donc pour répondre à deux objectifs principaux :

- prévision des débits en fonction de scénarios météorologiques,
- calcul des classes de débit sur des bassins non mesurés (il est encore trop ambitieux de vouloir calculer réellement un débit, il faut plutôt viser à estimer des classes de valeurs dans lesquelles varient les débits).

Ces estimations doivent permettre aux décideurs de quantifier la ressource naturellement disponible dans le temps et ainsi les risques d'inondation ou d'étiages afin d'adapter les usages de l'eau à ces fonctionnements et/ou de faire apparaître les secteurs à

risques pour les milieux (étiages sévères menaçant la survie des espèces aquatiques, par exemple) ou pour les activités humaines (inondations, par exemple).

Le pas de temps adapté à cette problématique est celui du jour, de la décade ou même du mois car, dans le cadre de la gestion globale, il ne s'agit pas d'une connaissance précise dans le temps et dans l'espace mais plutôt d'une compréhension plus globale du fonctionnement de la ressource en eau et de sa variabilité.

Un aspect temporel important est également la mise en perspective de tendances sur une échelle de temps habituellement hors de portée de la culture des décideurs qui résonnent rarement au delà de 5 à 10 ans afin de révéler les évolutions du système aquatique qui peuvent se manifester sur des périodes de l'ordre de 50 à 100 ans et qui peuvent être irréversibles.

Comme terrain d'étude et d'illustration de l'approche proposée, nous avons choisi le Renaison, affluent en rive gauche de la Loire, dans le Département de la Loire.

Ce choix a été déterminé au début de cette thèse en 1993 par :

- une volonté forte des acteurs locaux de réhabiliter le cours d'eau et son bassin versant (communes, conseil général), le Renaison devait d'ailleurs au début de cette thèse faire l'objet d'un SAGE ;
- des enjeux importants : deux barrages et des sources d'alimentation en eau potable et une rivière de bonne qualité piscicole ;
- sa proximité géographique ;
- des données issues d'études de terrain : cet argument a perdu de sa force étant donné que ce bassin n'a pas été retenu pour faire l'objet d'un SAGE, les données ont été moins nombreuses que prévu ;
- sa représentativité d'un contexte régional (montagne cristalline et plaine d'effondrement), si cela nous a permis d'analyser différents contextes d'occupation du sol, cette diversité a constitué également un handicap dans le test de notre approche méthodologique du fait de la complexité des processus hydrologiques, cet handicap s'est trouvé renforcé par la rareté des mesures de terrain et notamment l'absence de mesure des débits en plaine roannaise.

Nous avons fait le choix de ne pas sélectionner un bassin où la masse des données à saisir et à traiter aurait été trop lourde, le but de cette thèse n'étant pas de réaliser une monographie sur le site choisi mais plutôt de mettre au point et de valider une méthodologie.

PREMIERE PARTIE :

Le bassin versant du Renaison

Le Renaison possède un bassin versant de 133 km². Ce cours d'eau est situé au nord-est du Massif Central, il draine une partie des Monts de la Madeleine et de la Plaine roannaise (cf. Carte 1). Le Renaison constitue un affluent de la Loire en rive gauche.

Il présente une grande diversité topographique (cf. Carte 4). Prenant leur source à plus de 1100 mètres, sur une surface sommitale aplanie, les affluents du Renaison (Le Rouchain, les Crèches, l'Avoine et la Tâche) drainent une sorte de grand amphithéâtre très accidenté, orienté vers l'est. En aval de la confluence de ces cours d'eau, la rivière prend le nom de Renaison, elle s'écoule alors dans une gorge rectiligne en direction de l'est. Le Renaison débouche ensuite dans la plaine roannaise où il recueille les écoulements provenant de plusieurs affluents : le Mardeloup, la Montouse, le Marclus et la Goutte Marcelin.

La carte de l'altimétrie (cf. Carte 2, p. 34) révèle assez bien le contraste entre la partie occidentale au relief accidenté et la partie orientale relativement plate.

Le relief régional implique un climat particulier. La position perpendiculaire des sommets aux flux atmosphériques dominants d'ouest entraîne un effet de foehn : les précipitations sont importantes sur les reliefs, 1187 mm en moyenne annuelle à une altitude de 800 mètres aux Noës de 1963 à 1990 (Météo France), alors que la plaine roannaise connaît des précipitations beaucoup plus faibles : 706 mm de moyenne annuelle à une altitude de 280 mètres à Roanne de 1961 à 1990 (Météo France). Les températures sont également très variables entre les sommets et la plaine roannaise : la nouvelle station météorologique de Saint-Nicolas-des-Biefs située à 1000 mètres d'altitude sur la ligne de crête présente une température journalière moyenne de 7,8°C entre octobre 1992 et septembre 1993 contre 11,7°C à Roanne (280 mètres d'altitude) sur la même période.

3. Critères exogènes

Le climat de cette région est de type océanique dégradé pour la partie orientale et un climat de type montagne pour les Monts de la Madeleine [Météo-France et al., 1990].

Pluviométrie

Cette variable est mesurée par trois stations Météo-France sur le bassin versant (cf. Carte 4, p. 42) : Roanne-Riorges (283 m d'altitude), Renaison (491 m) et les Noës (800 m). Une nouvelle station a été installée en 1991 à Saint-Nicolas-des-Biefs sur la ligne sommitale (1015 m).

La pluviométrie du bassin versant du Renaison est spatialement très irrégulière car la topographie et la direction des vents dominants d'ouest imposent un effet de foehn sur le versant oriental des Monts de la Madeleine et sur la plaine roannaise. L'air venant d'ouest se décharge de son humidité sur le versant occidental par refroidissement dû à sa montée au-dessus des reliefs. Inversement, sur quelques kilomètres à l'est, à l'abri des reliefs, la pluviométrie est plus faible et l'ensoleillement et les températures sont plus importants.

Ainsi, comme cela est présenté en Annexe 8, le gradient pluviométrique est important entre les sommets et la plaine : il pleut 1232 mm/an à 800 mètres (les Noës) contre 717 mm/an à 300 m (Roanne) (moyenne de 1975 à 1995 ; source : Météo-France).

La répartition des précipitations au cours des saisons est plus régulière en montagne qu'en plaine puisque Roanne présente un hiver sec (cf. Tableau 1).

Si le mois le plus sec à Renaison et aux Noës est le mois de juillet, ce n'est pas le cas à Roanne puisque les précipitations en juillet sont supérieures à la moyenne mensuelle interannuelle (cf. Figure 4). En revanche, le mois le plus sec à Roanne est le mois de février. Sur toutes les stations, le mois le plus humide est le mois de mai. Le coefficient de variation des moyennes mensuelles de 1975 à 1995 est de 0,50 à 0,51 sur les trois stations de Météo-France (les Noës, Renaison, Roanne), ce qui indique une faible variabilité mensuelle interannuelle des précipitations.

	Roanne	Renaison	les Noës
janv.-mars	0,17	0,24	0,24
avril-juin	0,31	0,28	0,28
juil.-sept.	0,28	0,22	0,21
oct.-déc.	0,24	0,27	0,26

Tableau 1 : Précipitations saisonnières moyennes relatives à la somme annuelle moyenne sur la période 1975-95 (source : Météo-France)

**Carte 1 : Situation régionale du bassin versant du Rensson
(d'après l'Atlas Général, Larousse, 1978)**



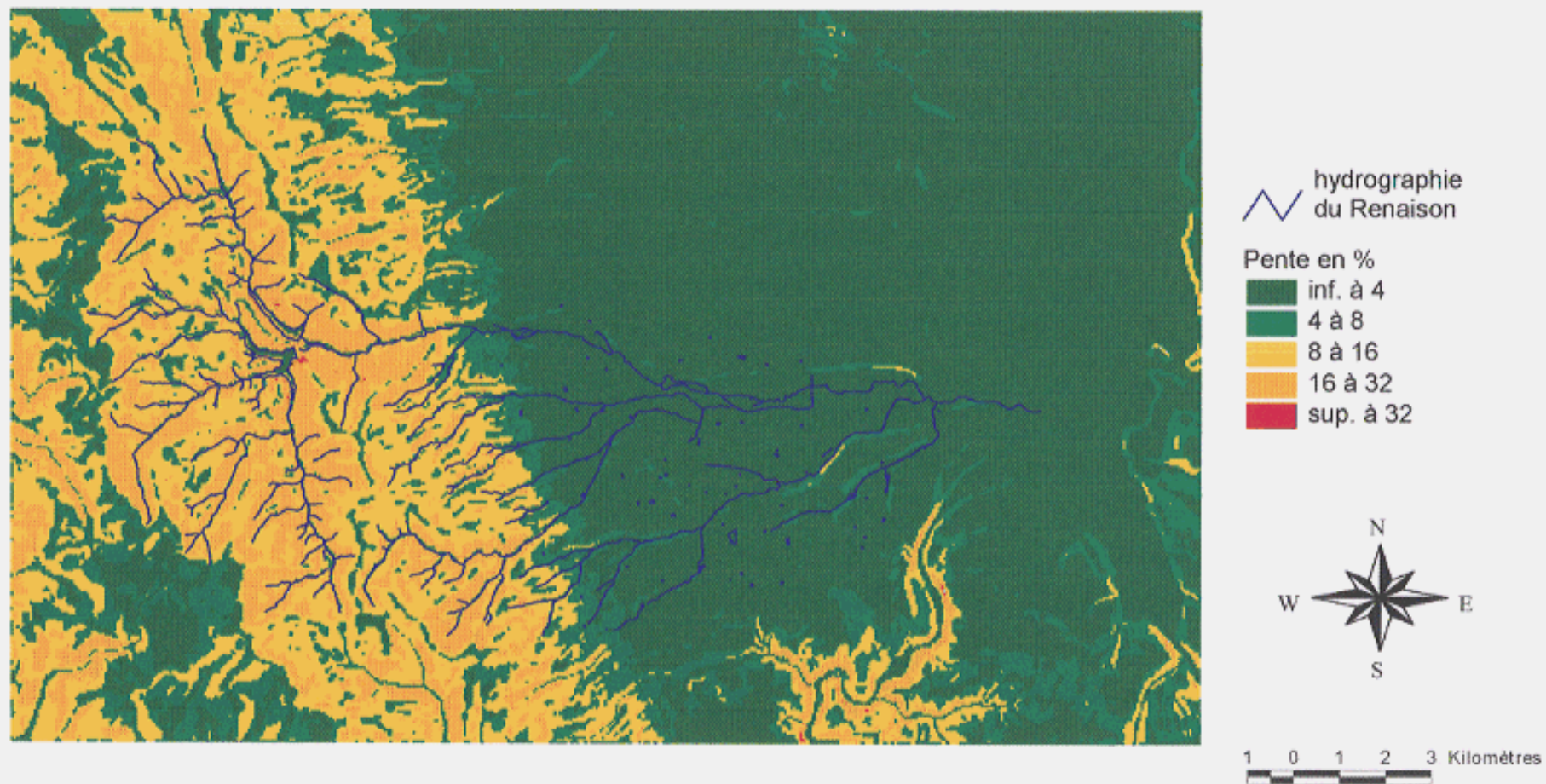
échelle : 1 / 3 500 000



échelle : 1 / 1 000 000

Carte 1 : Situation régionale du bassin du Renaison

**Carte 2 : Pentes sur le secteur du Renaison
(d'après le MNT de l'IGN, résolution 50 mètres)**



Carte 2 : Altimétrie

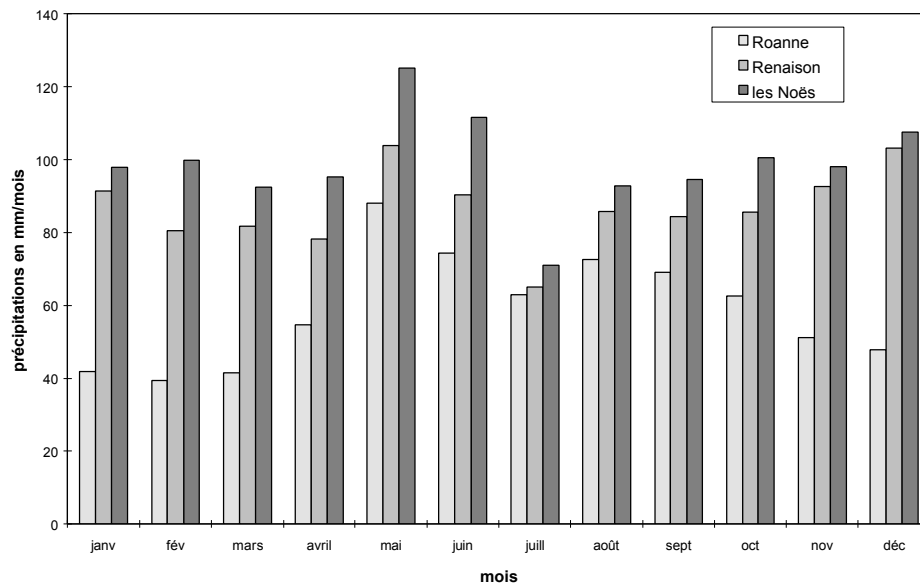


Figure 4: Précipitations mensuelles moyennes sur la période 1975-95 (source : Météo-France)

Températures

Les températures sont elles aussi spatialement très variables du fait des variations d'altitude. Elles ne sont mesurées qu'en deux points par Météo-France : Roanne-Riorges et Saint-Nicolas-des-Biefs (cette dernière station ne fonctionne que depuis mars 1991). Les différences de température moyenne mensuelle, mesurée sur la période d'avril 1991 à septembre 1993, donnent une différence moyenne de 3,8°C entre 300 m et 1000 m (cf. Annexe 8).

La température moyenne à Saint-Nicolas-des-Biefs de février 1992 à janvier 1993 (nous ne disposons pas des températures au mois de janvier 1992) a été de 8,2°C contre 12,4°C à Roanne-Riorges (source : Météo-France).

4. Critères endogènes

4.1 Géologie et hydrogéologie

La plaine roannaise constitue un fossé d'effondrement tertiaire comblé de sables et d'argiles (cf. Figure 5).

Les héritages de la tectonique hercynienne sont importants puisque les failles majeures, ayant joué à l'âge alpin, suivent une direction Nord-Nord-Ouest / Sud-Sud-Est. La tectonique cassante de l'âge alpin a entraîné la surrection du horst de la Montagne Bourbonnaise (dont un bloc constitue les Monts de la Madeleine) et l'effondrement du graben ou "limagne" de Roanne [BRGM, 1978].

Le bassin du Renaison est ainsi formé de roches magmatiques granitiques et microgranitiques pour sa partie occidentale et de faciès sédimentaires détritiques pour sa partie orientale.

La plaine roannaise est constituée d'argiles sableuses sur plusieurs centaines de mètres d'épaisseur, ces sédiments fins font place à des sables et graviers sur la bordure occidentale de la plaine (les cailloutis de la "Côte roannaise").

Les formations superficielles tiennent une place importante dans les ressources en eau souterraine. Ces formations sont issues d'une altération in situ du socle ou des sédiments, d'un transport sur les versants (colluvions) ou d'un transport fluvial (alluvions). L'âge de ces formations remonte du début du Quaternaire et s'étend jusqu'à l'Actuel.

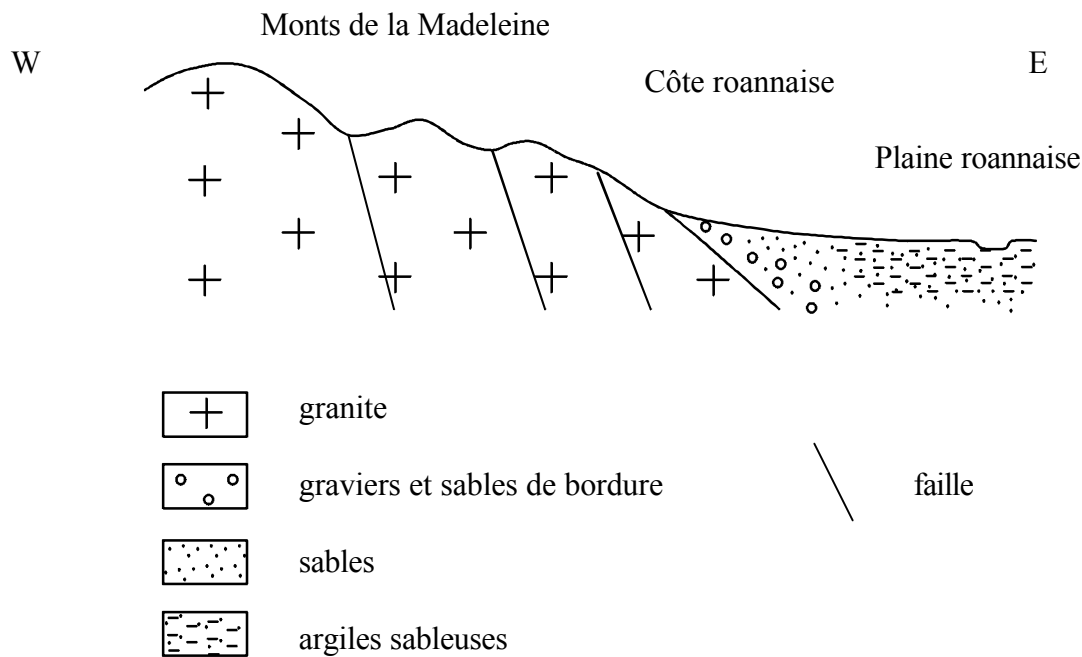


Figure 5 : contexte régional de horst et de graben du bassin du Rensaison

La zone de socle est recouverte en grande partie d'arènes d'origine périglaciaire dont l'épaisseur est très variable mais qui peuvent emmagasiner des nappes d'eau souterraine exploitables étant donné la perméabilité moyenne de l'aquifère (de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4} m.s⁻¹). L'érosion de ces arènes et leur dépôt en bas de pente sont responsables d'accumulations pluri-métriques de colluvions en tête de vallon dans la zone de montagne. Ces colluvions sont très hétérogènes et évoluent souvent en tourbières à cause de leur position topographique et de la présence de lentilles d'argile. Par ailleurs, la surface sommitale des Monts de la Madeleine est recouverte de formations superficielles périglaciaires d'arènes sableuses à blocs sur une épaisseur variant de 0,5 à 3 mètres. Ces formations perméables emmagasinent des nappes souterraines qui soutiennent les étiages des cours d'eau et qui sont captées pour l'alimentation en eau potable.

Les sédiments oligocènes de la plaine disparaissent souvent sous des formations superficielles indifférenciées colluviales ou alluviales de type sable argileux [BRGM, 1989].

Les alluvions anciennes et récentes du Rensaison occupent une bande d'un kilomètre de largeur dans la plaine, les alluvions modernes sont beaucoup plus réduites et disparaissent rapidement vers l'ouest [BRGM, 1986]. Ces alluvions contiennent une nappe d'eau de faible puissance (1 à 2 mètres) et à faible profondeur qui est drainée par le cours d'eau. Cette nappe a

un faible potentiel pour les ressources en eau souterraine. Environ 50 000 m³/an sont néanmoins prélevés par les industries [BRGM, 1986]. Ces eaux sont bicarbonatées calciques et faiblement minéralisées : minéralisation totale (anions, cations et SiO₂) de l'ordre de 200 mg/l.

Les eaux souterraines contenues dans les sédiments oligocènes sont de type bicarbonaté calcique et minéralisées : la concentration totale est de 400 mg/l et la teneur en chlorures est de 90 mg/l.

Les sources minérales sont assez nombreuses dans ce secteur. A Ouches, trois sources ont été exploitées jusqu'au début de ce siècle dans le vallon du Marclus, une autre source (lieu-dit "la Roche") est encore exploitée pour des boissons gazeuses [BRGM, 1989]. D'autres sources sont liées à une activité thermo-minérale du socle. En effet, les circulations d'eau profondes dans le socle ne sont pas négligeables. Les failles qui ont joué lors de la phase alpine, offrent une perméabilité en grand dans les fissures ouvertes [BRGM, 1978]. Ainsi apparaissent plusieurs sources de type bicarbonaté sodique en bordure de la plaine roannaise à Saint-Alban-les-Eaux et à Renaison. Ces eaux sont caractérisées par [BRGM, 1978] : un pH acide, une quantité importante de gaz carbonique et une forte minéralisation globale (plusieurs grammes/l).

4.2 Pédologie

La cartographie des sols de la plaine roannaise a été réalisée pour la Chambre d'Agriculture de la Loire par les pédologues E. Thoubans et P. Horemans.

L'est du bassin versant est constitué en grande partie de planosols nommés localement "varennés" (cf. Carte 3). Les planosols sont des sols présentant un profil de lessivage avec des sables sur les premiers décimètres puis, brutalement, un horizon enrichi en argile et en fer parfois induré (alios ou "mâchefer"). Ces sols présentent donc fréquemment une hydromorphie en hiver. Le sous-type varennés légères correspond à un horizon imperméable moins marqué.

Les sols bruns hydromorphes sont développés comme les précédents sur les terrasses alluviales anciennes et sur les sédiments oligocènes. Ils correspondent à une altération des minéraux primaires par "brunification" et à un lessivage de l'argile et du fer provoquant un colmatage du sol en profondeur. Ces sols présentent eux aussi un engorgement important en hiver et même parfois en été. Les sols colluviaux hydromorphes sont proches des précédents mais se sont formés sur des colluvions.

Sur les alluvions récentes et modernes du Renaison, se sont développés des sols profonds perméables sablo-limoneux appelés localement "chambons".

En montagne, les sols dépendent étroitement de l'épaisseur d'arène d'altération, de la position topographique ainsi que du climat. Dans la partie la plus élevée du bassin, les versants et la surface sommitale sont couverts d'arènes à blocs supportant des sols épais et humifères. Les fonds de vallon humides présentent une forte hydromorphie voire des tourbières. A plus faible altitude et en direction de la plaine, les formations superficielles se font plus pelliculaires sur les fortes pentes disséquées par l'érosion, les sols sont de type régosols (minéraux peu évolués issus d'une simple désagrégation de la roche mère fréquemment affleurante). En

bordure de plaine, sur les cailloutis de sables granitiques, les sols sont plus épais et très perméables comme l'atteste la présence du vignoble.

5. Hydrographie

Le réseau hydrographique (cf. Carte 4, p. 42) de ce secteur est relativement dense. Ceci est dû : à un relief rajeuni par la tectonique alpine, à un écoulement souterrain peu important ainsi qu'à des précipitations importantes sur les Monts de la Madeleine.

Les cours d'eau présentent de fortes pentes dans la zone de montagne (pente des tronçons de 2 à 15 %), la pente s'atténue au débouché dans la plaine (0,5 à 1 % de Renaison à Riorges), elle baisse jusqu'à une moyenne de 0,2 % dans l'agglomération roannaise [Drevet, 1994]. Le faciès d'écoulement peut être résumé à (selon la classification de [Malavoi, 1989]) : écoulement torrentiel ou faciès de type escalier et cascade des sources aux barrages (présence de blocs générant un profil en marche d'escalier), faciès de type rapide (vitesses fortes, granulométrie de blocs, graviers et sables, fosses d'affouillement) entre le pied des barrages et le bourg de Renaison et faciès de type plat (faible hauteur d'eau, vitesses moyennes et uniformes, granulométrie de sables, galets et graviers) du bourg de Renaison jusqu'à la Loire.

Aucune station de jaugeage ne mesure les débits du Renaison en plaine, seuls les quatre affluents des barrages (la Tâche, l'Avoine, les Crêches et le Rouchain) sont jaugés. Les débits de ces quatre affluents amont sont présentés en Annexe 1 (quantiles, module, maxima, minima).

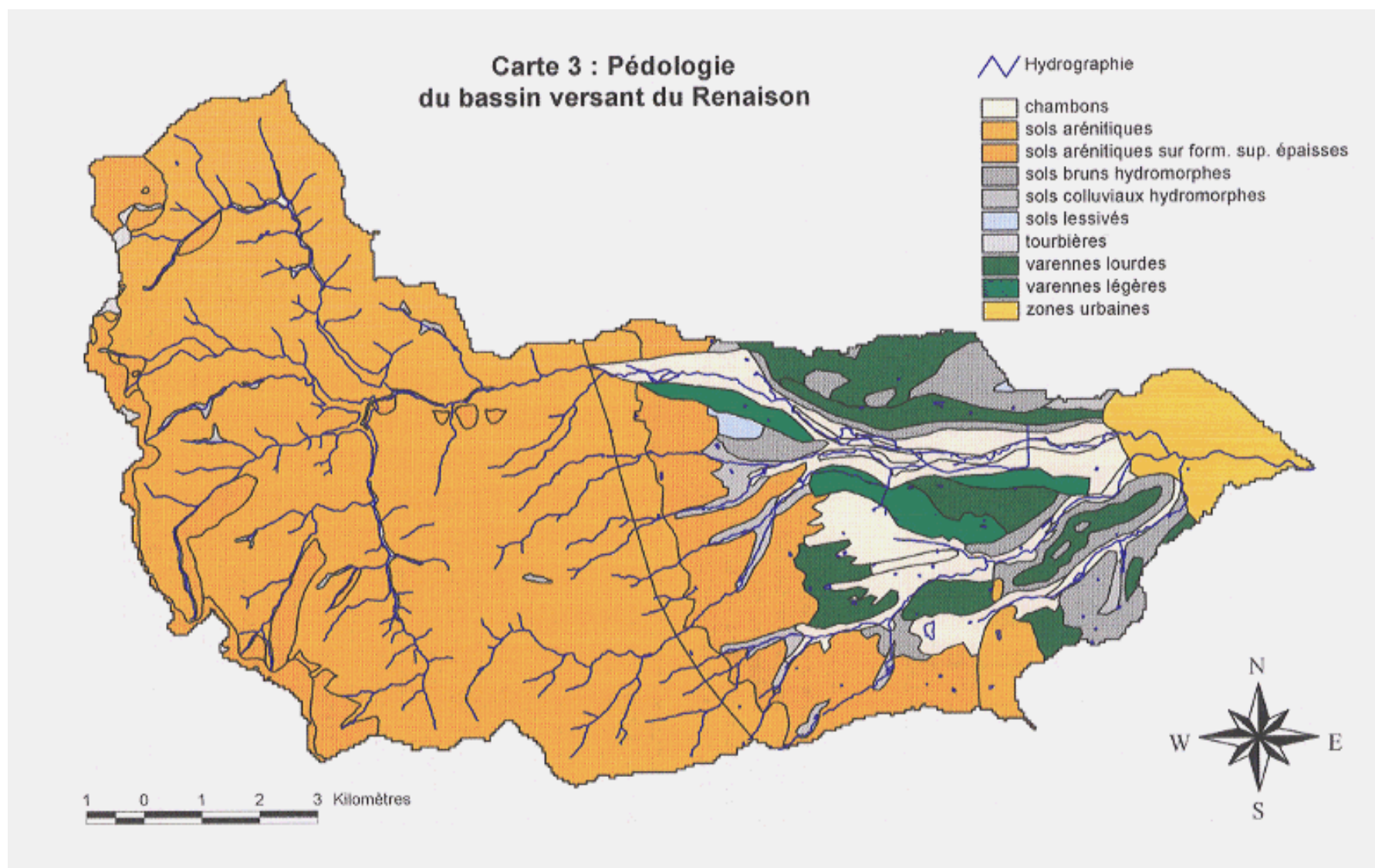
Néanmoins, le SRAE (aujourd'hui la DIREN) a estimé (par régionalisation des débits spécifiques), le débit naturel d'une crue centennale à Roanne à $95,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et à $49,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour une crue décennale (valeurs d'une précision surprenante étant donné l'absence de mesure à Roanne). Les barrages réalisant un laminage de la crue même lorsqu'ils sont pleins, les valeurs précédentes peuvent être respectivement réduites à $89,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et à $44,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [SRAE, 1991].

6. Qualité des eaux

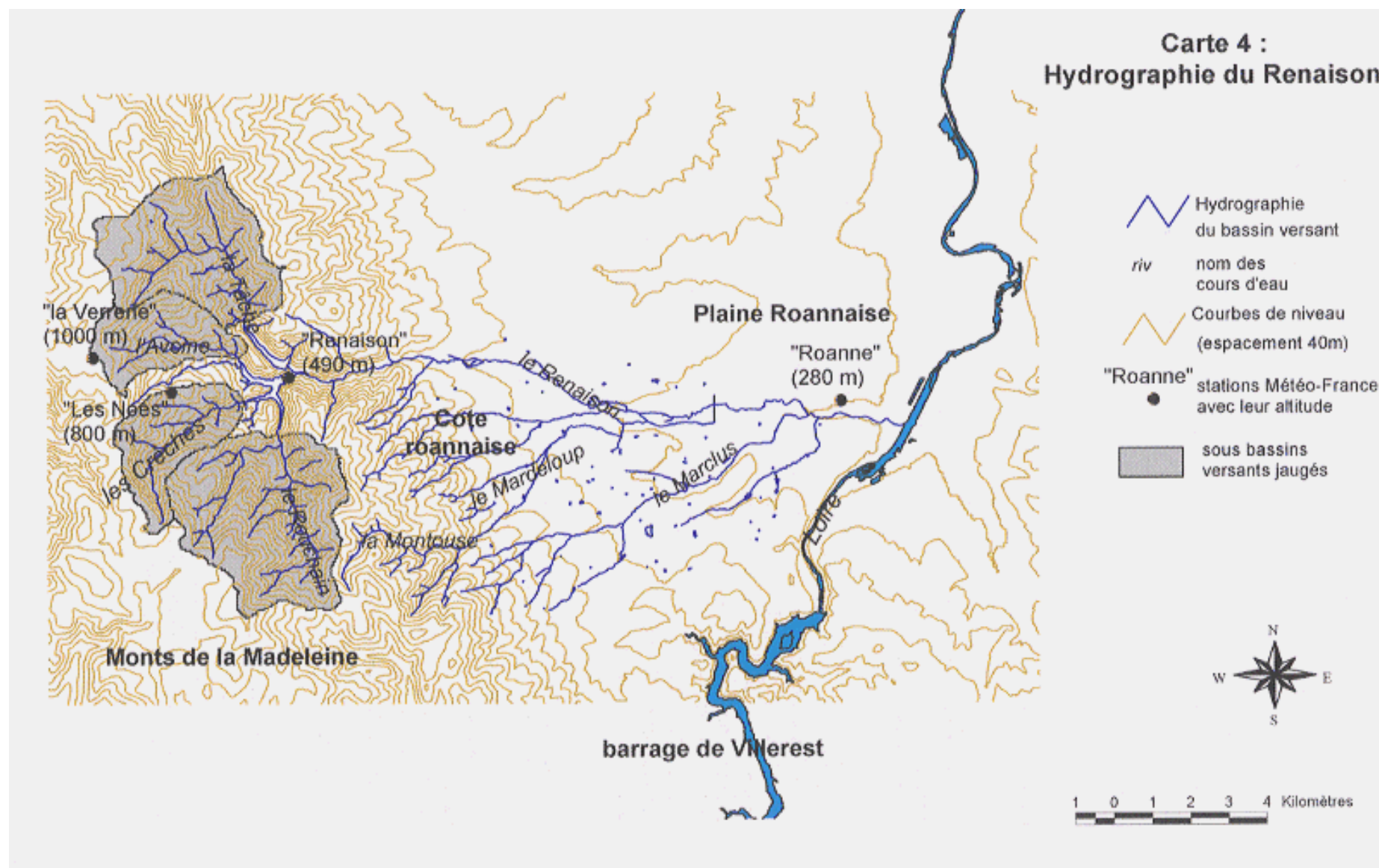
Eaux superficielles

La qualité des cours d'eau du Renaison est globalement bonne. Ces cours d'eau ont une vocation salmonicole marquée et la truite est pêchée sur la plus grande partie des cours d'eau excepté en aval de quelques pollutions ponctuelles (la truite constitue 55 % de la biomasse piscicole [Grivot, 1993]).

Des efforts importants ont été fournis ces dernières années et ont conduit à supprimer la plupart des points de pollution importante : le bourg de Renaison vient d'être raccordé au réseau d'assainissement du district de Roanne qui se rejette dans la Loire après une station d'épuration d'un bon niveau de fonctionnement. Deux industries (teinturerie et agro-alimentaire) viennent d'être équipées de station de pré-traitement.



Carte 3 : Pédologie



Carte 4 : Hydrographie

Seule la station de traitement des eaux potables du district de Roanne (située au pied des barrages) pose encore problème en évacuant directement les boues de lavage des filtres dans la rivière ce qui provoque des pics de DBO (Demande Biochimique en Oxygène) et de chlore (source : entretien oral avec J. Berland de la DDASS de la Loire). Actuellement (en juillet 1996), un bassin de décantation est en cours d'aménagement, ce qui réduira la source de pollution organique.

Les retenues des barrages présentent une bonne qualité des eaux sauf lors des années de sécheresse (1989-1991) où certains signes d'eutrophisation ont été observés sur le barrage de la Tâche situé au nord (source : entretien oral avec J. Berland de la DDASS de la Loire).

Cependant, nous avons relevé une pollution nitratée non négligeable sur le Renaison et ses affluents en plaine. Cette pollution est fortement corrélée à l'activité agricole (rejet d'effluents d'élevage, lessivage de fertilisants) (cf. paragraphe 13.1, p. 189). Ainsi, si les pollutions ponctuelles les plus marquantes ont pu être éliminées, il demeure en aval des barrages du Renaison une pollution diffuse plus difficilement appréhendable et maîtrisable.

Eaux souterraines

Peu de données sont disponibles sur la qualité des eaux souterraines. Seules les sources d'alimentation en eau potable captant les eaux souterraines en montagne granitique fournissent des éléments sur leur qualité (mais comme ce sont des captages, l'absence de polluants bactériologiques ou chimiques n'est pas représentative de toutes les eaux souterraines de montagne) : faible alcalinité, faible dureté (minéralisation), pH légèrement acide, teneurs en nitrates inférieures à 5 mg/l, faible oxydabilité.

7. Critères socio-économiques

7.1 Occupation du sol

Nous avons réalisé la carte de l'occupation du sol (cf. Carte 5, p. 45) à partir de l'analyse des photographies aériennes infra-rouges effectuées en juillet 1991 et d'une validation de terrain. Cette carte indique une forte relation avec la topographie. L'agriculture, hormis les pâturages d'altitude, est surtout présente en dessous de 800 mètres, elle correspond essentiellement à des prairies permanentes (70 % de la Surface Agricole Utilisée [Gueydon, 1994]) et, accessoirement, à des prairies temporaires ou à des terres labourables. La prairie domine ainsi la plaine roannaise, certaines zones sont cultivées dans la partie montagneuse lorsque la pente et le climat le permettent. L'amont du bassin versant de la Montouse sur la commune d'Arcon est d'ailleurs cultivé sur la plus grande partie de sa surface en prairies permanentes et en céréales. Du vignoble occupe la "Côte Roannaise" c'est-à-dire le bas des versants granitiques avant la plaine. La forêt domine la montagne parce que le relief et le froid hivernal réduisent les autres activités.

L'urbanisation est également importante sur ce bassin versant : son extrémité aval est occupée par l'agglomération roannaise. L'ouest de la plaine est occupé par des communes en habitat individuel relativement dense (Renaison, Saint-Alban-les-Eaux, Saint-André-d'Apchon). Par contre, à l'ouest de ces communes de la "Côte Roannaise", la montagne est peu peuplée hormis quelques bourgs et hameaux isolés (les Noës, Arcon, Saint-Rirand).

7.2 Les enjeux de la ressource en eau sur le Renaison

Alimentation en Eau Potable

Cet usage est très important sur le bassin versant du Renaison. Les captages sont de deux types : les sources dans les arènes granitiques pour les communes peu peuplées et les barrages pour une grande partie de la plaine roannaise.

Les barrages du Rouchain et de la Tâche (appelée aussi Chartrain) alimentaient environ 70 000 personnes en 1986. La retenue du Rouchain contient 7 millions de m³ et celle de la Tâche 3,6 millions de m³. L'eau de ces barrages est traitée par une usine d'une capacité de 1 440 m³/h (source : DDASS de la Loire). La consommation journalière moyenne était de 10 920 m³/j en 1986, la consommation journalière de pointe de 17 000 m³/j (source : DDASS de la Loire).

Les autres captages situés sur le bassin versant sont des sources en terrain cristallin, ils alimentent des communes de montagne et des coteaux roannais :

- * Ambierle : 12 sources, 1781 habitants en 1990,
- * Syndicat Intercommunal de Saint-André-d'Apchon - Arcon : 1 prairie filtrante et 4 sources, 1 868 habitants en 1990,
- * les Noës : 2 sources, 148 habitants en 1990
- * Saint-Rirand : 1 source, 124 habitants en 1990
- * Renaison : la plus grande partie de cette commune est alimentée par le district de Roanne sauf les hameaux situés en altitude qui sont alimentés par une source (nombre d'habitants desservis inconnu).

Industrie

Le prélèvement dû à cet usage est confondu avec celui de l'eau potable pour la majeure partie des besoins. Mais, certaines industries de la plaine roannaise prélèvent directement de l'eau souterraine : 50 000 m³/an dans la nappe alluviale du Renaison. Par ailleurs, deux prélèvements d'eau superficielle à usage industriel ont été répertoriés [Drevet, 1994].

Irrigation

Cet usage est négligeable sur le bassin versant du Renaison [Grivot, 1993].

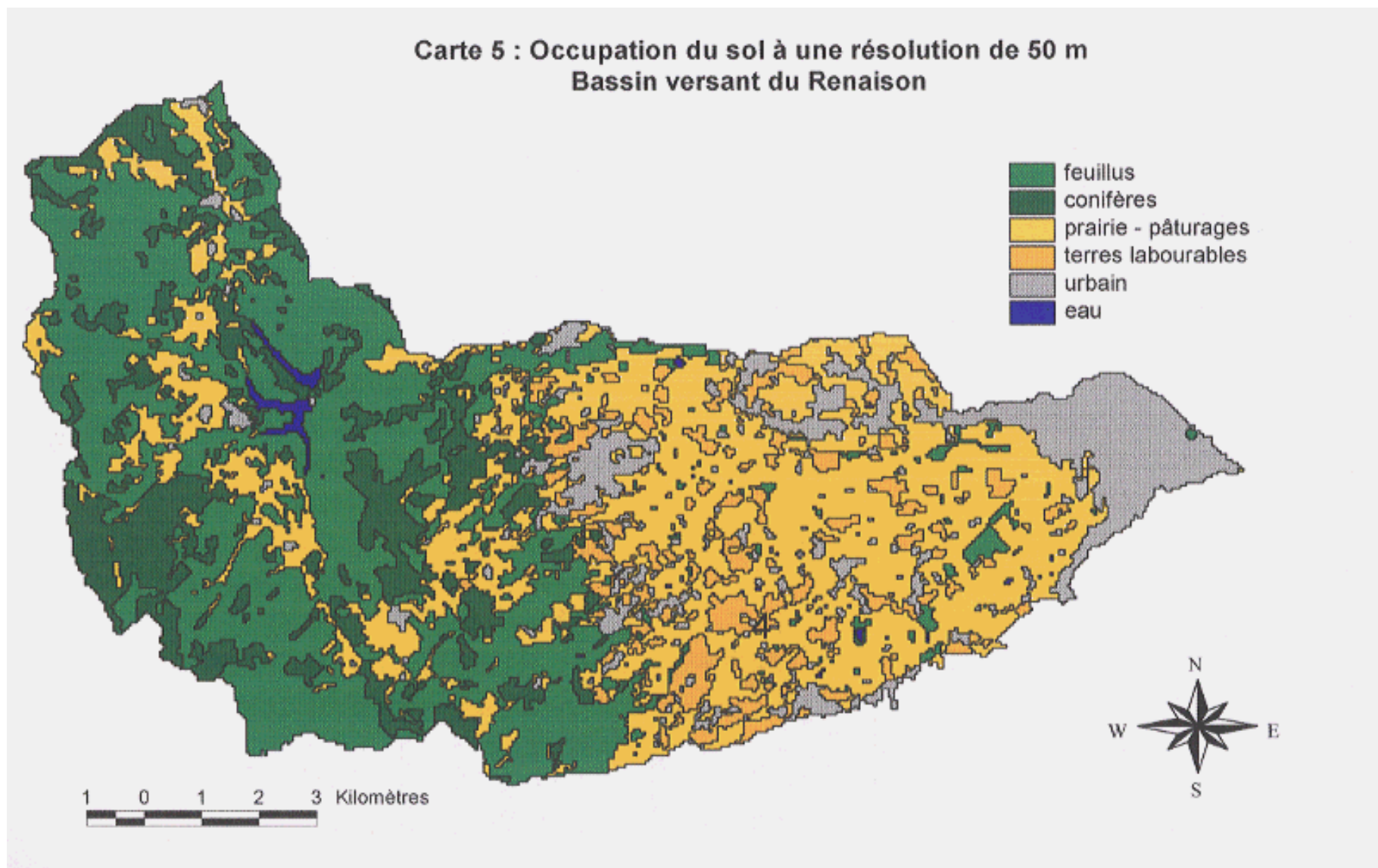
Eaux minérales

Les sources thermo-minérales sont nombreuses dans ce secteur (cf. paragraphe 4, p. 13). Les sources de Saint-Alban-les-Eaux sont encore exploitées pour la mise en bouteille.

Assainissement

Les eaux usées domestiques et industrielles sont en grande majorité collectées par des réseaux d'assainissement collectif ou semi-collectif (entretien avec M. Berland de la DDASS). Cependant, les zones d'habitat dispersé sont assainies individuellement, certaines habitations anciennes ne possèdent pas d'assainissement (comme par exemple, le bourg de Saint-Rirand).

Carte 5 : Occupation du sol à une résolution de 50 m
Bassin versant du Renaison



Carte 5 : Occupation du sol à une résolution de 50 mètres

**Carte 6 : Assainissement et captages d'eau potable
sur le bassin versant du Renaison**



Carte 6: Assainissement et captages d'eau potable

Les stations d'épuration sont localisées sur la Carte 6 (p. 48). Elles fonctionnent assez bien selon l'avis des services de la DDASS de la Loire sans que nous puissions les quantifier en terme de taux de dépollution ou de taux de collecte.

Agriculture

L'agriculture du bassin versant est centrée sur l'élevage bovin (la densité d'animaux est de l'ordre de 1 Unité de Gros Bétail à l'hectare). Les apports en polluants sont de différentes formes : effluents d'élevage, engrais minéraux, eaux de lavage des bâtiments, ensilage... Un bilan effectué par la Chambre d'Agriculture de la Loire révèle des risques de pollution non négligeables par les élevages hors sol avec apport extérieur d'engrais chimique [Bonnet, 1994]. Le bilan des apports en nutriments est excédentaire sur certains secteurs et entraîne un lessivage de nitrates sur les parcelles ou à proximité des bâtiments.

Hydromotricité

Cet usage était autrefois important sur ce cours d'eau, il est actuellement négligeable mais l'abandon des anciens moulins et seuils et leur érosion génèrent une dynamique de rééquilibrage entraînant des problèmes d'érosion des berges... [Drevet, 1994]

Pêche

Les activités halieutiques sont importantes sur ce bassin versant comme le permet sa bonne qualité piscicole. La biomasse de truites a été estimée à 35 kg/ha sur le Renaison [Gueydon, 1994]. Les associations de pêcheurs entretiennent des berges afin de faciliter l'accès des pêcheurs [Drevet, 1994]. En l'occurrence, le Renaison est géré par l'association des "Pêcheurs de Truites du Roannais".

Tourisme

L'eau joue un rôle important dans le cadre de vie et cet "usage" est mis en valeur par les différentes communes qui aménagent des chemins d'accès et des points de vue en bordure des cours d'eau et des barrages. Les Monts de la Madeleine constituent un espace important de détente pour les habitants de l'agglomération roannaise.

La Conférence Intercommunale pour l'amélioration de la gestion de l'eau du Renaison

En 1992, les acteurs locaux projetaient la mise en place d'un SAGE mais les Agences de l'Eau ont choisi de concentrer leurs efforts à des bassins versants prioritaires et devant servir de test avant une plus large application. Le Renaison n'a pas été sélectionné pour l'application d'un SAGE. Finalement les acteurs locaux, notamment sous l'impulsion du Conseil Général de la Loire, ont opté pour une "Conférence Intercommunale pour la mise en valeur du Renaison". Cette structure beaucoup plus légère qu'un SAGE a pour objectif de faire participer les différentes communes à la gestion concertée de la ressource dans l'esprit de la loi sur l'eau de 1992.

L'objectif actuel est la réhabilitation des seuils et anciens ouvrages ainsi que le débroussaillage des berges. Cette volonté locale appuyée par le Conseil Général de la Loire a conduit également à un certain nombre d'améliorations en terme de rejets d'eaux usées. Selon les experts locaux, les efforts essentiels doivent porter :

- sur la réduction des rejets de la station de traitement des eaux des barrages qui nuisent à la qualité piscicole de la rivière sur plusieurs centaines de mètres en aval (les travaux étaient en cours de réalisation en été 1996),
- sur la maîtrise des effluents d'élevage et sur la réduction des apports de fertilisants pouvant être responsables d'une DBO excessive et d'eutrophisations des cours d'eau par excès de nitrates en étiage mais aussi d'une pollution des captages pour l'alimentation humaine,
- de la détermination d'un débit minimum en aval des barrages permettant de mieux soutenir les étiages et donc d'assurer en été les capacités piscicoles et de diluer les rejets de station d'épuration,
- d'une mise en conformité des habitations jusqu'à présent non assainies pouvant être la source d'une pollution organique de l'eau superficielle ou souterraine,
- d'un débroussaillage des berges notamment en amont des barrages, pour permettre un meilleur ensoleillement du cours d'eau et ainsi une meilleure oxygénation selon les acteurs locaux. Ce débroussaillage a également pour but de réduire les embâcles.

Ce dernier objectif a pour but de satisfaire certains usages mais n'améliore pas le milieu naturel. Le débroussaillage des berges sert surtout à faciliter l'accès des pêcheurs. Une rivière très ombragée n'est pas défavorable à la vie aquatique puisqu'elle réduit la température et donc le développement des algues (source : communication orale avec J.G. Wasson). Les risques d'embâcles avancés par les aménageurs sont négligeables car sur ces cours d'eau étroits les troncs ne peuvent se déplacer que sur quelques dizaines de mètres lors d'une crue, leur présence dans le lit du cours d'eau ménage par contre des zones d'abri favorables aux frayères.

Il serait souhaitable de s'appuyer sur le fonctionnement naturel des écosystèmes aquatiques pour assurer la qualité de la ressource. L'objectif devrait être à la fois de satisfaire les usages mais aussi de restaurer les milieux naturels. L'avis d'experts en écologie des systèmes aquatiques serait très certainement précieux pour mieux comprendre ce fonctionnement.

Conclusion

L'apport essentiel de l'approche proposée dans ce travail réside dans une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale des phénomènes déterminant la qualité et la quantité des ressources en eau. Cette meilleure prise en compte de la variabilité spatiale et thématique devrait permettre d'offrir une vision plus globale des enjeux. Une série d'applications sera présentée en troisième partie sur ce bassin versant, elles illustreront l'utilité d'un support concret à la prise de décision basé sur la cartographie et l'analyse des relations spatiales sans lequel une négociation "SAGE" se révèle difficile.

DEUXIEME PARTIE :

Représentation de la variabilité spatiale et temporelle des données pour la gestion intégrée des ressources en eau

8. Modélisation spatiale des Ressources en Eau et Systèmes d'Information Géographique

Les **Systèmes d'Information Géographique** ou **SIG** permettent de représenter les relations spatiales existantes entre les données à caractère géographique. Ce paragraphe traite de l'apport de ces outils à la gestion des ressources en eau et à l'hydrologie.

D'autres méthodes, non-géographiques, comme par exemple la programmation dynamique, sont utilisées dans le domaine de l'eau [Graillot, 1986] mais elles visent plus des objectifs sectoriels d'aménagement adaptés à une gestion "parcellaire" de l'eau et non globale. Elles peuvent être employées dans le cadre d'un SAGE mais pour répondre à un problème bien spécifique comme par exemple la gestion du niveau d'un plan d'eau dans un barrage afin d'optimiser l'allocation de la ressource en eau.

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) connaissent un développement très important depuis la fin des années 1980. Ils gèrent l'information à caractère géographique, c'est-à-dire l'information localisée sur la surface terrestre. En offrant une représentation des caractéristiques spatiales des objets et de leurs relations, ils sont d'un intérêt évident pour la modélisation de bassins versants. Le problème est de savoir quel modèle de données est le plus adapté à la connaissance et à la gestion du milieu ? Comment évaluer et gérer la qualité des données ? Comment assurer la pérennité des données et les mises-à-jour ? Comment modéliser les phénomènes spatiaux à l'aide des outils d'analyse disponibles ?

Ces SIG doivent être couplés à des modèles de simulation pour prendre en compte les évolutions dans le temps. Les modèles hydrologiques globaux ou distribués liés à un SIG permettent non seulement de prédire les débits mais aussi d'améliorer la connaissance des phénomènes hydrologiques sur un bassin versant. Cette amélioration étant bien sûr fonction de la précision et de l'incertitude des données utilisées par ces modèles.

8.1 Généralités

La définition des Systèmes d'Information Géographique (SIG) est : "systèmes capables de stocker, partager, consulter et manipuler les objets représentés sur les cartes et les plans avec leur description géométrique, ainsi que toute l'information qui leur est attachée" [Laurini et Milleret-Raffort, 1993]. Tomlin a donné la définition suivante : "les SIG sont des moyens de présenter et d'interpréter les faits observés à la surface terrestre" [Tomlin, 1990].

Les SIG se distinguent des Systèmes de Gestion de Base de Données classiques par le fait qu'ils lient l'information graphique repérée dans l'espace géographique à des données non-graphiques (cf. Figure 6).

Il existe trois types fondamentaux de données non-graphiques [Bertin, 1967] :

- données qualitatives : les données sont qualitatives lorsque leurs catégories ne peuvent qu'être différenciées sans s'ordonner ; ce sont par exemple : le type de sol ou de végétation, le nom de la commune...

- données ordinales : les catégories de données peuvent s'ordonner d'une manière universellement admise mais les intervalles entre catégories ne peuvent pas être mesurés (on parle d'équidistance des catégories) ; ce sont par exemple les niveaux d'aptitude classés du meilleur (1) au plus défavorable (5).
- données quantitatives (ou métriques) : il est possible de définir une distance entre les catégories de valeurs ; ce sont par exemple : l'altitude, la pente, la teneur en eau...

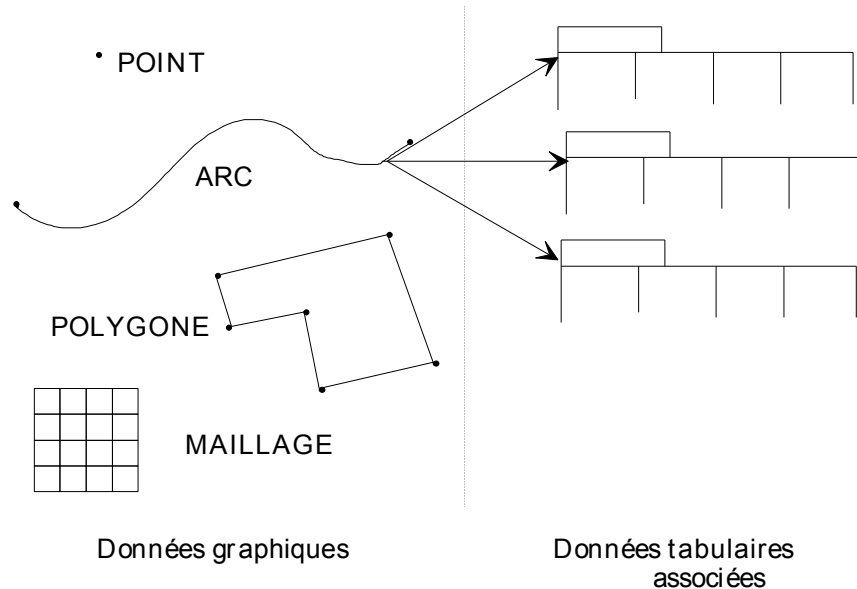


Figure 6 : Les deux grands types de données dans un SIG

Les SIG offrent un moyen de représenter la richesse spatiale du monde réel. Ils modélisent ainsi les relations géographiques existantes entre les éléments (le terme "géographique" doit être pris au sens large comme synonyme de spatial ou de géo-référencé). L'esprit humain raisonne dans l'espace implicitement selon des critères de proximité, de contiguïté, de devant et derrière, etc. Les SIG tentent de reproduire cette perception du monde réel. Ce qui distingue les SIG d'autres outils informatiques de représentation de l'espace (comme le Dessin Assisté par Ordinateur, par exemple) est qu'ils structurent les éléments graphiques de façon à ce que les relations spatiales soient représentées : un objet a non seulement une géométrie mais aussi une topologie. La transformation des données par un SIG a pour but "**d'extraire les relations spatiales implicites contenues dans les données d'origine**" [Lanter, 1992].

Ces outils sont donc très précieux notamment en environnement puisque les sciences attachées à ce domaine gèrent des données géo-référencées. Le premier SIG a été conçu au Canada dans les années 1960 [Tomlinson, 1980]. Mais le développement réel de ces outils date des années 1980 (un SIG a été conçu dès 1983 pour l'analyse cartographique multicritère dans le parc national du Mercantour [Giraud, 1983]). Ils sont encore en pleine évolution, de même que les applications qui en sont faites.

Les grandes fonctions d'un SIG

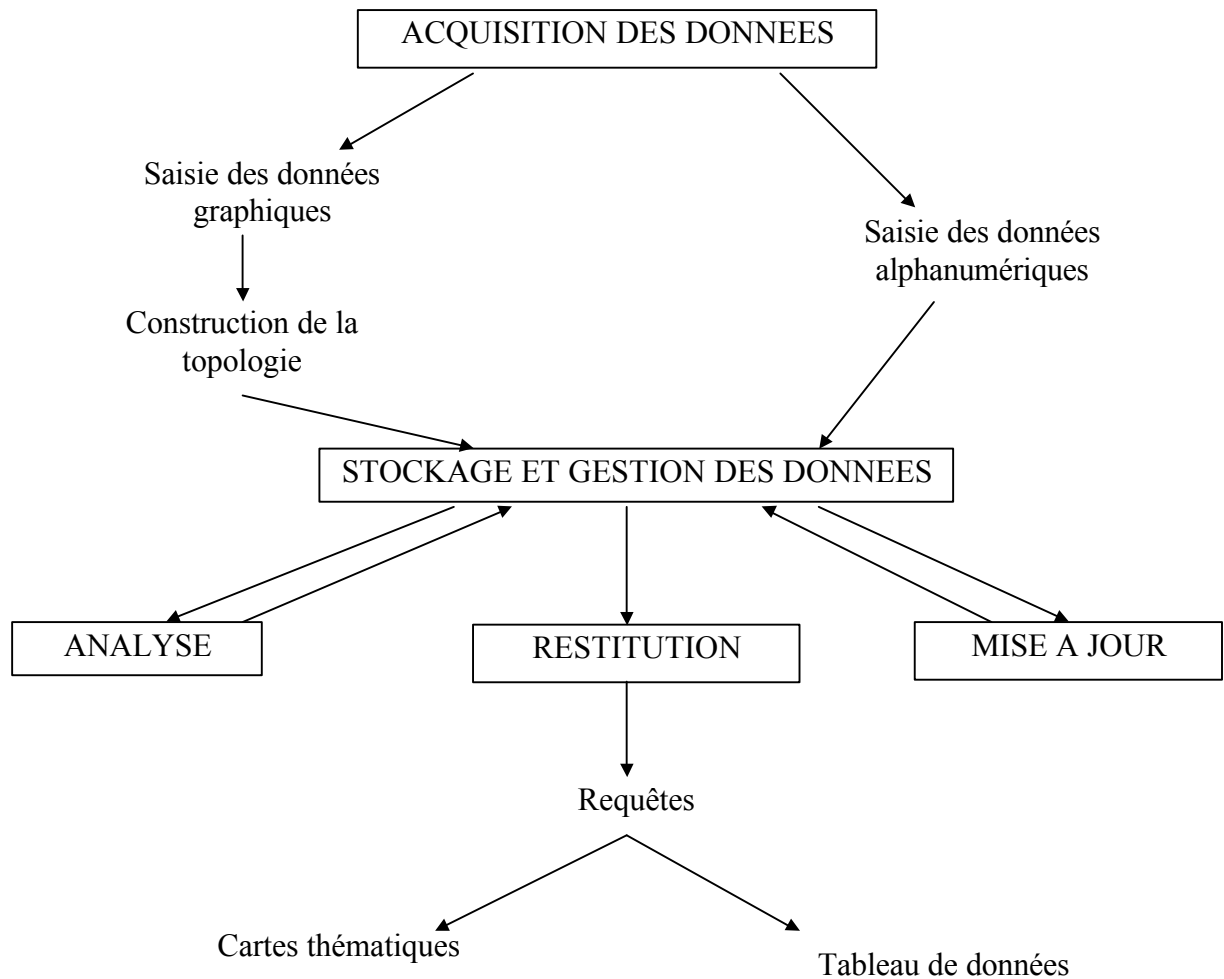


Figure 7 : Les grandes fonctions d'un SIG

Nyerges identifie trois types principaux de besoins [Nyerges, 1993] :

- **cartographeur** : les fonctionnalités graphiques des SIG (adaptation des couleurs, fonctions de zoom...) améliorent la compréhension des cartes,
- **interroger** : savoir ce qu'il y a à tel endroit ou savoir où apparaît tel phénomène,
- **modéliser** des phénomènes spatiaux ou spatio-temporels et leurs effets.

Pour la modélisation, Falcidieno et al. insistent sur la nécessité d'un niveau d'abstraction élevé pour décrire la réalité (par exemple, l'analyse des formes du paysage) ou pour la simuler (par exemple, un chemin d'écoulement avec un Modèle Numérique de Terrain) [Falcidieno et al., 1992].

Les structures de données géographiques

Goodchild a dénombré six structures [Goodchild, 1993a] :

- 1° **semis de points irréguliers** (par exemple, des stations météorologiques),
- 2° **semis de points réguliers** (par exemple, pour de nombreux Modèles Numériques de Terrain, MNT),
- 3° **arcs** : ensemble de points connectés par des lignes (utilisé par exemple pour représenter un réseau hydrographique),

- 4° **polygones** : surfaces fermées par des arcs, toute localisation de l'espace appartient à un seul polygone, la valeur attachée à chaque polygone est supposée constante sur toute sa surface (cette représentation est utilisée par exemple pour représenter des communes ou des types de végétation)
- 5° **maillage rectangulaire ou carré régulier**, la valeur attachée à chaque maille est supposée constante sur toute sa surface (c'est également un mode de représentation classique d'un MNT ou de données surfaciques comme, par exemple, les types de végétation),
- 6° **maillage triangulaire irrégulier** : la valeur est spécifiée à chaque sommet du triangle et supposée varier linéairement à l'intérieur du triangle (format fréquemment employé pour des MNT construits à partir de mesures ponctuelles irrégulières ou de courbes de niveau).

Le second et le cinquième modèle sont appelés « **raster** », dont la traduction française pourrait être une "grille", tandis que les autres sont appelés « **vecteur** ». Comme le souligne Goodchild, les trois premiers modèles ne donnent pas les valeurs en toute localisation de l'espace, pour obtenir ces valeurs, il est nécessaire de procéder à une interpolation.

Le choix entre vecteur et raster dans une problématique de gestion des ressources en eau

Burrough a présenté une étude comparative des deux structures [Burrough, 1986] :

	Vecteur	Raster
Avantages	- bonne représentation phénoménologique de la structure des données - structure compacte - topologie complète en réseau - graphiques précis - tris, mises-à-jour, généralisation possibles	- structure de données simple - croisement cartographique facile - facilité d'analyse spatiale - simulation facilitée par taille et forme constantes des unités spatiales - technologie bon marché
Inconvénients	- structure de données complexe - croisements cartographiques difficiles - simulation difficile car chaque unité a une forme topologique différente - technologie coûteuse - analyse spatiale et filtrage impossibles	- volume des données - perte d'information due à la taille des pixels - moindre qualité esthétique - liens réseau difficiles - projections nécessitent des algorithmes

Tableau 2 : Comparaison de la structure raster et de la structure vecteur

Le but recherché détermine le choix entre le vecteur et le raster : dans le cas d'une analyse en réseau, le vecteur est plus performant, dans le cas d'une analyse surfacique le raster l'emporte. Tomlin souligne que le vecteur et le raster ont des approches fondamentalement différentes : le raster répond plus aux besoins du positionnement, tandis que le vecteur est adapté aux besoins thématiques [Tomlin, 1990]. Pour Tomlin, le raster est plus adapté à l'interprétation du *où* et le vecteur à l'interprétation du *quoi*.

Les variables contrôlant l'écoulement de l'eau (géologie, topographie...) sont le plus souvent continues dans l'espace. Or, la représentation de l'espace géographique par des points, des arcs ou des polygones suppose une discrétisation adaptée à des objets aux frontières marquées, non continus dans l'espace. D'autre part, les échanges qu'entretient l'eau

avec tous les autres éléments qui l'environnent, imposent une **analyse spatiale** dans toute étude de phénomène hydrologique et ceci sur différents thèmes : la géologie (perméabilité du sol...), la végétation (évapotranspiration...), les activités humaines (prélèvements, pollutions...). Les fonctions de croisement cartographique y sont donc primordiales. C'est pour ces raisons que **la structure raster est mieux adaptée à de nombreux aspects de l'analyse des ressources en eau**. Plusieurs auteurs ont souligné que cette structure est préférée pour les Modèles Numériques de Terrain, champ d'analyse important en hydrologie, car elle offre l'avantage d'une relative facilité de conception et d'une bonne efficacité des algorithmes [Moore et al., 1991 ; Rissons, 1995].

L'existence d'outils présentant les deux structures de données est bien entendu un avantage puisque le vecteur offre aussi quelques points forts en hydrologie, notamment pour ce qui est de la modélisation des réseaux hydrographiques.

Les SIG comme outils intégrateurs

L'aptitude des SIG à croiser les informations thématiques diverses présentes sur un même territoire améliore la perception du réel. Connaître les propriétés physiques du milieu, les activités ou aménagements présents en un point ou dans le voisinage d'un point offre une perception plus intégrée des problèmes et des enjeux. Cette approche est particulièrement intéressante dans les sciences naturelles où préexiste une corrélation spatiale entre les thèmes (un pH de l'eau par exemple et la géologie et les conséquences aquatiques ou socio-économiques aval) mais aussi pour les sciences de l'ingénieur (une pente forte, une saturation du sol et la présence de formations argileuses causent des risques de glissement de terrain).

Ce principe des **recouvrements** ou **superpositions** ou **fusions** (overlays en anglais) était d'ailleurs réalisé manuellement bien avant l'arrivée des SIG par superposition de plans sur papier calque mais l'opération était beaucoup moins performante et moins fiable et devenait inextricable lorsque les utilisateurs s'intéressaient aux relations de proximité entre de nombreux thèmes.

L'utilisation des SIG en environnement

Les SIG sont de plus en plus employés en environnement et en hydrologie.

Nyerges cite comme tâches importantes des SIG [Nyerges, 1993] :

- l'inventaire, l'estimation, la gestion et la prévision des ressources environnementales,
- les applications dans la modélisation atmosphérique, hydrologique, écologique,
- l'estimation des risques,
- la prise de décision.

Jemma reconnaît trois apports essentiels des SIG pour la gestion des ressources en eau [Jemma, 1993] :

- traitement systémique des problèmes,
- résolution de la complexité du système de ressource à travers un travail multidisciplinaire,
- optimisation de la décision sur les usages de l'eau.

Coupler un SIG avec un modèle de simulation

Les SIG sont actuellement **inadaptés à la modélisation temporelle** car ils sont incapables de gérer le temps [Nyerges, 1993]. C'est pourquoi, des chercheurs dans des domaines différents ont tenté de coupler un SIG avec des outils de simulation.

La liaison entre le SIG et un modèle de simulation nécessite au préalable de se poser les questions suivantes [Burrough et al., 1988] :

- les données sont-elles à une résolution appropriée ?
- y-a-t-il assez de données ?
- y-a-t-il des données disponibles pour calibrer et valider le modèle ?
- s'il n'y a pas de données, est-il possible d'utiliser des palliatifs et comment les transformer ?
- comment l'utilisateur peut-il être alerté de la qualité des données et des erreurs ?

Reprenant les concepts de la théorie de l'information [Shannon et Weaver, 1962], Vieux a présenté l'importance de l'intégration des SIG et des modèles de simulation pour la communication d'information selon trois niveaux [Vieux, 1991] :

- problème technique : les symboles de communication sont-ils transmis avec exactitude ?
- problème sémantique : les symboles transmis comportent-ils une information pertinente ?
- problème d'efficacité : l'information reçue modifie-t-elle la décision ?

Vieux juge que le couplage des SIG et des modèles de simulation est particulièrement bien adapté aux deux derniers problèmes. La capacité des SIG à afficher les résultats d'un modèle de simulation et la capacité des modèles temporels à condenser les données spatiales en une information pertinente (un débit à l'exutoire, par exemple, intègre les phénomènes se produisant sur l'espace d'un bassin versant) permettent à l'utilisateur de mieux comprendre les phénomènes en jeu et leurs implications [Vieux, 1991]. La carte est un support plus facile à interpréter qu'une série de données dans un tableau, les SIG offrent ainsi un moyen d'améliorer l'impact de l'information sur la prise de décision.

Autre intérêt fondamental des SIG : comme tout Système d'Information, l'un de leurs objectifs principaux est de maintenir l'information par des mises à jour.

8.2 L'analyse spatiale

L'analyse spatiale consiste à extraire les relations existantes entre différents éléments lorsque ces relations sont déterminées par leur position dans l'espace. L'analyse spatiale a commencé à être développée dès les années 1950. Elle est fondée sur l'étude de la géométrie des relations topologiques ainsi que sur la statistique. La venue des SIG donne un nouvel essor aux techniques d'analyse spatiale pour des raisons techniques (la structure des données offerte par les SIG facilite leur analyse) et parce que les besoins des utilisateurs dans ce domaine sont très importants.

Principales relations spatiales pertinentes pour l'étude des ressources en eau

La **distance euclidienne** a été fréquemment utilisée pour la gestion des eaux. C'est le cas des zones "tampons" autour de points, de lignes ou de polygones (cf. paragraphe 3.2). Ce type de fonction est bien adapté pour modéliser la répartition spatiale d'un phénomène isotrope ou considéré comme tel. Elle peut être intéressante pour représenter l'enclavement : éloignement d'un point par rapport aux frontières. Mais ceci est plutôt du domaine de l'analyse de forme et de structure.

La **distance non-euclidienne** correspond beaucoup mieux à la plupart des phénomènes naturels qui s'effectuent selon des directions privilégiées. La notion d'amont et d'aval peut être représentée par cette relation : l'eau en un point s'écoulant que dans les directions de plus forte pente, une pente positive peut être modélisée comme une rugosité infinie.

La **contiguïté** est importante pour les interactions entre usages et milieux. Par exemple, le potentiel touristique d'un plan d'eau adjacent à une zone industrielle est réduit. La contiguïté d'une forêt à un cours d'eau permet une certaine protection vis-à-vis des pollutions de versants.

Le **franchissement** entre deux réseaux de vecteurs signale des noeuds importants. Par exemple, le croisement entre une route et un cours d'eau entraîne un risque plus important de pollution.

L'**inclusion** est intéressante pour situer un élément dans son contexte. Connaître par exemple la longueur de cours d'eau qui appartient à une commune peut permettre de définir la participation financière communale aux actions de réhabilitation sur l'ensemble du bassin versant.

L'analyse spatiale doit être insérée dans une **méthodologie** qui permette de dégager des applications de façon claire et cohérente, **plus orientée vers les traitements que vers la production cartographique**.

La gestion des données numérisées, autrefois contenues dans les documents analogiques (papier, calque...), permet à présent d'effectuer une analyse quantitative et qualitative sur les cartes [Berry, 1993]. Pour cet auteur, quatre types de traitement sont réalisés par les SIG :

- la reclassification,
- l'overlay ou fusion cartographique,

- la mesure de distance ou de connectivité,
- la caractérisation de voisinage cartographique.

La typologie énoncée par Tomlin paraît plus rigoureuse et moins redondante [Tomlin, 1990]. En effet, une mesure de distance peut servir à une classification et la caractérisation d'un voisinage peut nécessiter une fusion. Tomlin distingue les opérations (unités individuelles de traitement) des procédures (combinaisons d'opérations) [Tomlin, 1990]. Dans une opération, une ou plusieurs couches cartographiques sont utilisées comme entrée et une nouvelle couche est générée. Nous utiliserons aussi bien le terme fonction que le terme opération.

On peut dire que **chaque opération se rapporte à une seule localisation même si elle intervient sur plusieurs couches**. Dans cette perspective, on peut distinguer, selon Tomlin, trois types d'opérations ou de fonctions d'interprétation de données :

- **fonctions locales** dont la nouvelle valeur est le résultat d'un calcul sur une ou plusieurs valeurs existantes sur cette même localisation,
- **fonctions focales** en utilisant les localisations voisines de celle qui est calculée,
- **fonctions aréales** qui utilisent toutes les localisations contenues dans une même zone.

SIG et Systèmes d'Aide à la Décision (SAD)

Pour Densham, l'analyse spatiale a deux objectifs en prise de décision [Densham, 1991] :

- **augmenter le niveau de compréhension d'un système** : ce qui nous situe ici dans le cadre de la problématique des SAGE visant à la constitution d'une "culture de bassin versant" homogène entre les décideurs et les acteurs locaux,
- **générer des solutions alternatives** pour résoudre un problème donné en permettant d'évaluer les interférences et identifier les caractéristiques imprévues ou indésirables de certaines solutions.

Pour constituer un Système d'Aide à la Décision, il faut répondre à une série de conditions [Geoffrion, 1983] :

- . aider à une meilleure formulation des problèmes mal structurés ou mal définis,
- . offrir une interface utilisateur puissante et facile,
- . permettre à l'utilisateur de combiner modèles analytiques et données d'une façon souple,
- . aider l'utilisateur à explorer les solutions en utilisant les modèles du système pour générer une série de solutions alternatives,
- . proposer une variété de styles de prise de décision et être facilement adaptable aux besoins du décideur,
- . la résolution du problème doit être à la fois interactive et récursive, il faut préférer un traitement par pas multiples, suivant différents chemins, plutôt qu'une démarche linéaire.

A ces spécifications, Frysinger et al. ajoutent l'estimation de l'incertitude liée aux données initiales et aux traitements [Frysinger et al., 1993] : l'utilisateur doit connaître la **fiabilité des données** qu'il manipule. Cette dernière spécification est en pratique impossible à réaliser étant donné les multiples causes d'erreurs (cf. paragraphe 8.3, p. 72). Cependant il faut viser à donner un ordre de grandeur de l'erreur correspondant à un niveau de fiabilité des données.

Il convient de noter que bien souvent l'utilisateur n'est pas le décideur ce qui génère des problèmes de communication supplémentaires.

Dans un véritable Système d'Aide à la Décision, le décideur doit pouvoir étudier un ensemble de solutions alternatives. La solution la plus acceptable ne sera peut être pas optimale mais les impacts des différentes décisions pourront être comparées [Furst et al., 1993]. Les applications qui vont suivre tenteront de répondre à un certain nombre de questions "techniques" que peuvent se poser les membres de la CLE, **l'aspect économique devra également être pris en compte dans un futur outil d'aide à la décision** car il est fondamental. Les élus et les usagers réduisent souvent leur prise de décision à cet aspect des choses, pour que le système soit approprié par ces décideurs et qu'il leur permette d'intégrer les aspects plus écologiques ou techniques, il sera donc nécessaire qu'il ne néglige pas la dimension économique.

L'**analyse de scénarios** doit être accessible au preneur de décision en lui proposant des outils de génération, de simulation, d'analyse et de comparaison de scénarios.

Fonctions d'analyse spatiale

Il est important d'explicitier les fonctions de base accessibles dans les SIG qui peuvent être combinées dans les applications hydrologiques (dont certaines seront présentées en troisième partie). Ces fonctions sont détaillées en Annexe 4. Leur terminologie a été définie par Tomlin [Tomlin, 1990] : ses termes sont repris en italique, ils expriment de façon générique le type d'opération.

8.2.1 Analyse locale

Elle est basée sur le calcul d'une nouvelle valeur en chaque localisation en combinant les données présentes en cette localisation dans plusieurs couches cartographiques. Il faut distinguer les opérations qui génèrent de nouvelles valeurs en fonction de valeurs existantes sur une seule couche, de celles qui en génèrent à partir de valeurs existantes sur plusieurs couches.

8.2.2 Analyse focale

Les fonctions de type local ne s'intéressent pas aux relations qui existent entre les valeurs prises en différentes localisations. Elles ne sont donc pas, par essence, de nature spatiale. Les capacités qu'elles offrent sont celles d'un tableur ou d'un Système de Gestion de Base de Données classique.

Les opérations qui caractérisent un phénomène par des relations de voisinage, appelées fonctions focales, font appel à des relations spatiales et ne peuvent être prises en charge que par des systèmes où la localisation est explicitement codée (SIG, logiciels de télédétection, de traitement de Modèles Numériques de Terrain, d'analyse d'image).

Ces fonctions de voisinage sont basées sur la morphologie mathématique, la fenêtre d'analyse étant nommée élément structurant. Deux types de connexion peuvent être considérés : type "connexités quatre" et type "connexités huit" (cf. Figure 8).

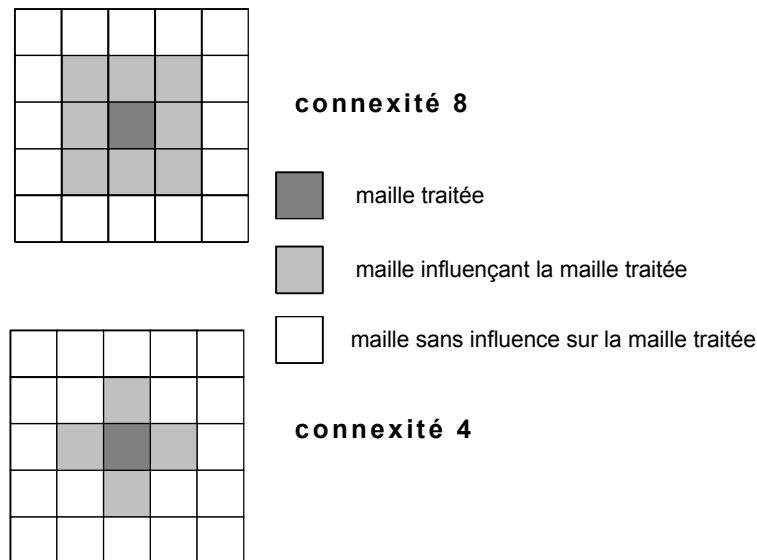


Figure 8 : Analyse focale

Il est possible de distinguer parmi les opérations de voisinage, les opérations qui génèrent de nouvelles valeurs à partir des valeurs prises dans le voisinage immédiat du point de calcul, de celles qui le font à partir des valeurs des points appartenant à un voisinage étendu du point de calcul (cf. Annexe 4).

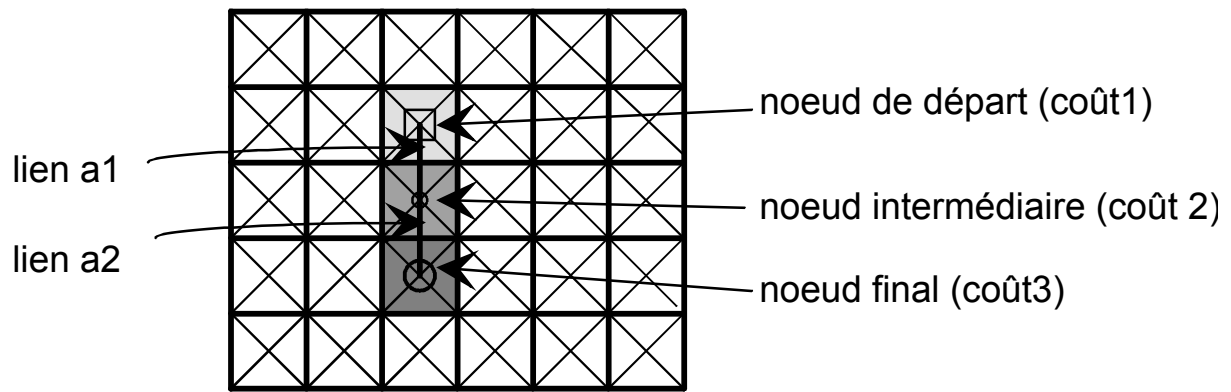
Opérations de propagation (Focal spreading)

Comme le signale Tomlin, la mesure de proximité sur une carte plane part de deux hypothèses [Tomlin, 1990] :

- lorsque l'on parle de distance entre deux localisations, on entend la distance minimum possible,
- la distance minimale entre deux localisations est une distance euclidienne.

Pour mesurer la distance en terme de déplacement, il est nécessaire de bien assimiler la première et de laisser de côté la seconde [Tomlin, 1990].

La fonction implantée dans les SIG est basée sur un modèle de graphe (cf. Figure 9) : l'espace est modélisé par des noeuds (localisations) et par des liens entre ces noeuds [Burrough, 1986] et [Tomlin, 1990]. Sur SIG raster, chaque centre de maille est considéré comme un noeud et est connecté aux noeuds des mailles adjacentes par des liens. A chaque noeud est affecté un "coût" unitaire (fonction de la distance) assimilable à une énergie à fournir pour parcourir une unité de longueur. A chaque lien est affecté un "coût" égal au coût précédent multiplié par la longueur de ce lien, la valeur obtenue est nommée "distance-coût". Ce type d'algorithme part de localisations "sources" pour couvrir toute la surface de calcul, la "distance-coût", obtenue lien par lien, est cumulée en s'éloignant de ces localisations "sources". Si deux valeurs de distance-coût sont affectées à la même maille, l'algorithme ne conserve que la valeur la plus faible. Le résultat est une carte de "distance-coût" dont les valeurs représentent l'éloignement de chaque localisation par rapport à des localisation "sources".



$$a2 = [(coût2 + coût3)/2] * distance(a2;a3)$$

$$coût\ cumulé = a1 + a2$$

Figure 9 : Modèle des graphes pour les fonctions de propagation (d'après [ESRI, 1991])

Focal spreading in

Le calcul de la distance entre deux points correspond à l'accumulation minimale de "coûts" de transfert associés à différents milieux. Les liens entre les noeuds sont pondérés par un "coût" moyen associé au milieu en multipliant la longueur du lien par ce coût.

Focal spreading on

Cette fonction permet de tenir compte de la distance sur une surface et non sur un plan (dimension verticale), elle est intéressante en hydrologie pour obtenir une distance sur un relief topographique.

Focal spreading through

La mesure incrémentale des distances est ici restreinte à certaines directions. Cette fonction est très utile pour des applications hydrologiques puisqu'elle permet d'effectuer les calculs seulement sur les mailles situées à l'amont. Nous l'avons employée afin de calculer un temps de transfert sur un bassin versant (cf. paragraphe 8.3).

8.2.3 Analyse aréale

La valeur de chaque localisation est fonction d'une valeur associée à la zone ou à l'aire contenant cette localisation. Une zone étant définie comme un ensemble de localisations pas forcément contiguës.

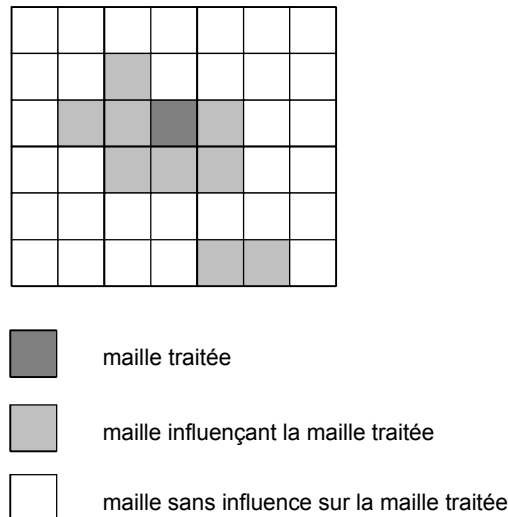


Figure 10 : Analyse aréale

Ce type de fonction est utilisé pour effectuer des calculs sur les valeurs de la couche cartographique A par zone définie dans une couche cartographique B.

* Somme : effectuer la somme des valeurs thématiques ou géométriques de la couche A dans chaque zone de B; par exemple, calculer la somme des surfaces des classes de pente sur chaque bassin versant et diviser cette somme par la surface totale de chaque bassin versant pour obtenir la surface relative de chaque classe par bassin.

* Médiane, Moyenne, Maximum, Minimum : caractériser les valeurs extrêmes ou moyennes d'une couche A dans chaque zone définie dans une couche B ; par exemple, calculer l'altitude maximale et minimale de chaque bassin versant pour connaître leur dénivelé.

8.2.4 Méthodes d'analyse spatiale

La plupart des fonctions présentées auparavant sont programmées dans les SIG raster du type ARC/INFO ou GRASS. Toute la difficulté consiste à combiner ces fonctions pour des applications en hydrologie ou en gestion des eaux.

Tomlin note la différence entre l'**approche analytique** et l'**approche synthétique** en analyse cartographique [Tomlin, 1990]. Les techniques analytiques décomposent les données en niveaux de plus en plus fins en terme de signification, les techniques synthétiques recomposent les données pour les utiliser en fonction de certains contextes.

Cet auteur distingue aussi l'**analyse spatiale descriptive** de l'**analyse spatiale prescriptive**. En effet, les procédures diffèrent selon que l'utilisateur cherche à savoir où peut se produire tel phénomène (par exemple, où un ruissellement risque d'apparaître ?) ou selon qu'il cherche à définir où doit être réalisée telle action (par exemple, où implanter un captage d'eau ?).

Pour Falcidieno et al., la "modélisation descriptive a pour but principal d'améliorer la connaissance d'un phénomène naturel observé en extrayant l'information qui est implicitement contenue dans l'ensemble de données initiales" [Falcidieno et al., 1992].

Berry utilise ces termes différemment [Berry, 1993] :

- les applications descriptives ont trait à la cartographie informatique, et à la gestion de base de données géographiques, il les nomme "cartographie automatique et facilités de gestion", l'analyse spatiale y est absente,
- les applications prescriptives correspondent aux statistiques spatiales et à la modélisation, il les nomme Systèmes d'Aide à la Décision.

Ces dernières définitions ne sont pas satisfaisantes puisque l'analyse spatiale (des formes, des contiguïtés...) constitue en soi une description et n'a pas forcément comme objectif de prescrire une implantation.

8.2.4.1 Modélisation descriptive

a) analyse de la position spatiale : position relative ou absolue.

- caractériser une position absolue : exemple du calcul des coordonnées des centroïdes de chaque zone.

- caractériser une position relative : basée sur l'utilisation des fonctions de "coût" définies plus haut (cf. paragraphe 3.2).

Tomlin effectue une analogie entre la fonction *Focal spreading in* vue auparavant et une intégration mathématique [Tomlin, 1990]. En considérant la fonction $f(x)$ comme une fonction de coût par rapport à une distance x , l'intégrale de $f(x)$ correspond au calcul de l'aire comprise sous la courbe de $f(x)$ entre deux points indépendants sur l'axe des x . De même, chaque valeur générée par *Focal spreading in* peut être interprétée comme une mesure de l'aire (dans la dimension verticale) sous la surface de la couche cartographique de coût (par exemple : pente du terrain, rugosité de la végétation par rapport à un écoulement superficiel...) le long d'un chemin de coût minimum, cette aire mesurant un coût cumulé. De même, l'inverse d'une intégration étant une dérivation c'est-à-dire une mesure de la pente de la courbe de $f(x)$ en tout point, l'analogue cartographique de la dérivation est la fonction *IncrementalGradient* qui sert à calculer la pente. Cette dernière fonction représente ainsi la mobilité, en se plaçant en terme de coût.

A partir de la couche générée par *Focal spreading in*, il est possible de tracer un chemin de moindre coût, localisation par localisation, en y appliquant la fonction *IncrementalDrainage*. Cette fonction directement appliquée à un Modèle Numérique de Terrain donne les directions d'écoulement de l'eau (cf. Figure 11) : la direction d'écoulement à partir d'une maille se fait vers la maille voisine d'altitude la plus faible, la différence d'altitude est ici considérée comme un « coût ».

La somme des surfaces drainées au travers d'une localisation est obtenue en appliquant *FocalSum spreading through* sur la couche précédente créée par *IncrementalDrainage* (carte de directions d'écoulement amont). Avec un seuillage (par exemple, dans la couche résultat, sélectionner seulement les mailles drainant une surface supérieure à 10 hectares), il est possible d'extraire le réseau hydrographique (cf. Figure 11).

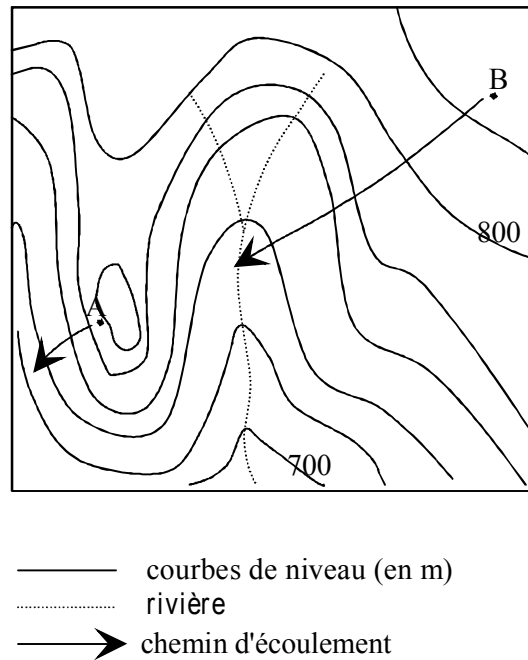


Figure 11 : Applications de l'analyse de la position relative en hydrologie

b) analyse de formes ou de tailles spatiales : différents indices permettent de décrire la forme d'un objet. L'analyse des formes dans le plan horizontal a été particulièrement développée par les écologistes du paysage. Cette analyse s'appuie sur les unités spatiales nommées "**patches**" que nous traduisons par le terme "**taches**" qui sont des polygones ou ensembles de mailles adjacentes présentant une même valeur d'attribut. Le programme *r.le* sous GRASS écrit par Baker et al. est particulièrement riche à ce niveau [Baker et Cai, 1992].

- Formes planes :

* taille des taches :

- ** moyenne de la taille des taches : surface totale / nombre de taches
- ** écart-type de la taille des taches global ou par classe de valeur
- ** nombre de taches par classe de taille et/ou par classe de valeur

Une option permet de prendre en compte en plus la largeur affectée par la limite des taches de façon à obtenir la taille moyenne ou l'écart-type de la taille des noyaux des taches dont la surface n'est pas affectée par les limites.

* forme des taches :

- ** indice périmètre / aire : permet de quantifier la forme plus ou moins digitée des taches ; cet indice est intéressant par exemple pour évaluer l'aptitude des zones agricoles à l'irrigation, en effet plus la zone est digitée, moins il sera aisé d'irriguer sa surface avec des systèmes d'aspersion ;

** indice périmètre / aire corrigé : $0,282 \cdot \text{périmètre} / (\text{aire})^{1/2}$, identique au précédent mais échelonne les valeurs de 1,0 pour un cercle, à 1,1 pour un carré et à l'infini pour une forme très longue et étroite, en effet pour un cercle :

$$0,282 \cdot 2 \cdot \text{PI} \cdot R / (\text{PI} \cdot R^2)^{1/2} = 0,282 \cdot 2 \cdot \text{PI}^{1/2} = 1,0$$

- ** cercle englobant RCC : cet indice compare l'aire de la tache à l'aire du plus petit cercle pouvant l'englober:

$$RCC = 2 * (\text{aire} / \text{PI})^{1/2} / (\text{axe long})$$

pour un cercle : $RCC = 2 * (\text{PI} * R^2 / \text{PI})^{1/2} / 2R = 1,0$

cet indice de compacité de la forme varie de 0,0 à 1,0, un carré par exemple a une valeur égale à 0,79

** moyenne et écart-type des mesures globalement ou par classe de valeur, nombre de taches par intervalle de valeur d'indice de forme.

* dimension fractale : $d = 2 * s$

avec s : pente de la droite de régression de $[\log(\text{périmètre}) / \log(\text{surface})]$

* périmètre : somme, moyenne ou écart-type des périmètres des taches ou des zones.

Domaine d'application des fonctions "taches" : une tache n'a de réalité que si les données sont discrètes, ces fonctions ne peuvent pas être employées avec des données continues à moins de les discrétiser.

Toutes les fonctions précédentes sont descriptives, elles permettent de caractériser un paysage et ainsi, sur la base d'une typologie des formes, d'opérer une discrétisation de l'espace. La structure d'un paysage a un rôle dans l'écoulement de l'eau et dans la qualité de l'eau : par exemple, un paysage de bocage, formé de champs séparés par des haies et des bosquets limite la fuite des nutriments vers les cours d'eau car la végétation naturelle effectue un prélèvement sur les nitrates et phosphates contenus dans les eaux, cette structure d'occupation du sol limite par ailleurs les risques d'érosion et donc la charge sédimentaire des cours d'eau. Ce type de descripteur morphologique est aussi intéressant pour évaluer les incertitudes sur une carte : les erreurs liées aux limites occupent une surface relative d'autant plus importante que les taches sont petites et digitées, les incertitudes sur un déficit hydrique distribué par exemple, seront plus importantes dans un paysage de bocage que dans un paysage de grandes parcelles rectangulaires.

Surfacique courbe : la pente est en soi un indice de forme d'une surface courbe, les inflexions calculées en faisant la dérivée seconde de l'altitude par deux fonctions de pente emboîtées font apparaître les zones concaves et convexes dans une topographie. L'analyse de convexité est utilisée en hydrologie, en érosion des sols (zones concaves = dépôt et zones convexes = érosion intense) ou pour la visualisation de relief ombré.

c) synthèse des caractéristiques spatiales :

Pour de nombreuses applications de modélisation spatiale descriptive, les techniques analytiques présentées auparavant suffisent. Mais dans des domaines ou à des échelles où les processus sont mal connus comme en modélisation hydrologique distribuée, ou en gestion de ressources en eau, les relations entre l'utilisateur des données spatiales et ce que les données représentent sont plus subjectives. Ici, les techniques d'analyse spatiale sont utilisées non seulement pour **exposer les faits significatifs** inclus dans un ensemble de données mais aussi pour **exprimer la signification que l'utilisateur attribue à ces faits**. Cette approche est plus de nature synthétique que descriptive.

- Formulation d'un modèle descriptif [Tomlin, 1990] :

Pour construire un bon modèle descriptif, il convient avant tout de formuler clairement l'objectif à atteindre, de définir les procédures à utiliser dans ce but et les données nécessaires en terme de nature, de richesse thématique et de résolution (cf. paragraphe 3.3 sur la qualité

des données). Il faut, ensuite, comparer ces besoins aux données effectivement disponibles. Le plus souvent, les besoins ne sont pas totalement satisfaits, il faut alors revoir la procédure en fonction de cette disponibilité ou, selon les moyens, acquérir les données par des campagnes de terrain ou par télédétection. Dans le cas où la procédure est modifiée à défaut de données adaptées, l'objectif peut être altéré. Il est nécessaire de réaliser une **analyse de propagation d'erreur** afin d'évaluer la qualité du résultat escompté et d'étudier si d'autres procédures ne pourraient pas restreindre cette propagation (cf. Annexe 3).

- Implantation d'un modèle descriptif :

Le modèle cartographique peut être représenté par un arbre dont les feuilles correspondent aux données disponibles ou à acquérir [Tomlin, 1990]. Quand les feuilles du modèle conceptuel ont été exprimées en couches cartographiques, le modèle peut être implanté sous forme de procédures. Les hypothèses subjectives doivent être exprimées dans la phase de formulation de la structure du modèle.

8.2.4.2 Modélisation prescriptive

Un nouvel ensemble de méthodes est requis pour passer d'un modèle descriptif à un modèle prescriptif [Tomlin, 1990]. Un modèle prescriptif implique une allocation spatiale : sélectionner des localisations dans le but de satisfaire à des objectifs établis.

Les parties descriptives et prescriptives de ces modèles sont liées par trois étapes :

- définition du problème,
- génération de solutions,
- évaluation des résultats.

La définition du problème est une tâche descriptive. Il s'agit de spécifier explicitement le problème (ou le phénomène) et son apparition dans des conditions géographiques qui existent ou pourraient exister.

Mais, passer à la génération de solutions nécessite non seulement de décrire les conditions existantes mais aussi d'évaluer l'effet potentiel du choix prescriptif. Tomlin illustre cette nécessité par l'exemple suivant [Tomlin, 1990] : pour lutter contre l'érosion des sols, il faut connaître le processus d'érosion et les facteurs qui le conditionnent : la pluie, le sol, la topographie et l'utilisation du sol. Mais, le facteur sujet à modification n'est ni la pluie, ni le type de sol, ni la topographie mais l'utilisation du sol prévue. L'utilisation du sol, qu'il est tolérable de pratiquer à un niveau d'érosion acceptable, doit être exprimée en fonction de la pluie, du sol et de la topographie.

Il existe en modélisation prescriptive deux types de problèmes spatiaux :

- . problèmes d'**allocation élémentaire** : peuvent être exprimés en terme de pièces individuelles ou « atomes », d'où le terme anglais « atomistic allocation » choisi par Tomlin,
- . problèmes d'**allocation contextuelle** : une localisation doit être choisie en fonction de son environnement et non isolément, d'où le terme anglais « holistic allocation » (de *holos* qui signifie entier en grec).

a) Allocation élémentaire

- définition du problème :

Il s'agit d'exprimer un phénomène spatial en fonction de conditions existantes sur le site, supposées constantes et de conditions prospectives sujettes à un contrôle.

- génération d'une solution : Le problème peut être résolu avec des fonctions locales. Pour l'exemple précédent de lutte contre l'érosion, les différents thèmes sur lesquels aucune action n'est possible (pente, lithologie,...) sont combinés pour donner une couche de risques d'érosion. Ensuite, il suffit de sélectionner la zone la plus apte ou d'une aptitude suffisante. Mais, trouver une solution devient plus compliqué si le problème présente des sur ou des sous-contraintes.

Si un problème est sur-contraint, il faut relâcher de la contrainte ou réduire les objectifs. Ainsi, dans l'exemple précédent, il est possible d'obtenir aucune zone de niveau d'érosion acceptable.

Si un problème est sous-contraint, il faut élever le niveau des objectifs ou faire un choix arbitraire. Pour le problème des zones d'érosion, la procédure donne plus de zones non érodables qu'il n'y en a besoin.

- évaluer les résultats : comparer les différentes valeurs : si le projet est réalisé ou s'il ne l'est pas.

b) Allocation contextuelle :

Lors de l'allocation contextuelle, la localisation ne peut pas être considérée isolément mais dans son environnement.

- définition du problème :

Ce type de problème d'allocation doit décrire les relations entre des conditions de site existantes, des conditions prospectives sujettes à un contrôle et sélectionner des phénomènes environnementaux pouvant survenir à partir de ces conditions. Mais, il est alors nécessaire de générer des localisations et de sélectionner celles qui respectent les critères contextuels (par exemple : taille, forme...).

- génération d'une solution :

Plusieurs types de problèmes contextuels se présentent. Le plus commun et le plus simple est celui où un critère, qui serait autrement entièrement élémentaire, réclame une spécification du nombre de localisations sélectionnées et devient ainsi contextuel. La partie élémentaire du problème descriptif doit être d'abord résolue dans le but d'estimer les propriétés à des localisations individuelles. Ensuite, en supposant que la somme de ces propriétés ait été optimisée, l'allocation consiste à commencer avec les localisations ayant les meilleures propriétés et à ajouter les localisations ayant des propriétés immédiatement inférieures jusqu'à obtenir le nombre voulu de localisations. Cette approche peut être généralisée en deux phases : création d'une couche cartographique indiquant le niveau de qualité pour chaque localisation en fonction d'un critère élémentaire puis application d'un ensemble de critères contextuels. Par exemple, définir l'aptitude à l'irrigation en fonction de la qualité des sols, de la pente, de la proximité d'une ressource en eau, puis à partir de cette

couche cartographique déduite, sélectionner les unités aptes de surface supérieure à 10 hectares et peu digitées (indice de compacité RCC > 0,7).

Un autre exemple serait de satisfaire des critères contextuels comme le fait d'être clairsemé, par exemple, pour le choix d'implantation de puits en zone sahélienne. Les puits ne peuvent être creusés qu'en des sites où il y a un potentiel aquifère, mais si les puits sont trop éloignés en laissant des espaces importants non alimentés en eau, ils ne permettront pas une dispersion du bétail et provoqueront un surpâturage (temps de migration trop long entre les puits). L'emploi d'une fonction de moyenne dans une fenêtre de voisinage permet de calculer cet indice de proximité qui est affecté à chaque localisation potentielle.

Cette démarche est plus **exploratoire** que déterministe. Démarche exploratoire et démarche déterministe peuvent toutes les deux être définies comme des ensembles de directions à suivre pour satisfaire des objectifs. Une démarche déterministe donne des directions exprimées en terme de réponses spécifiques à des conditions qui sont supposées bien déterminées. Par contre, les directions données par une démarche exploratoire sont exprimées en terme de réponses qui peuvent être ou ne pas être spécifiques, réponses à des conditions qui ne sont pas connues avec certitude. Il ne s'agit pas de « définir un chemin définitif pour la solution d'un problème donné mais plutôt de proposer un ensemble de lignes conductrices permettant d'explorer le problème » [Tomlin, 1990].

Ce processus exploratoire se déroule en plusieurs étapes qui fournissent chacune non pas une part de la solution du problème mais une information supplémentaire sur les étapes qui vont suivre. Dans l'exemple des puits en zone sahélienne, la démarche exploratoire suppose que des localisations avec de bonnes propriétés et séparées par une distance ni trop faible ni trop forte doivent être sélectionnées par rapport à d'autres localisations possédant pourtant elles aussi de bonnes propriétés élémentaires. En appliquant cette logique de façon répétitive, la première application identifiera les localisations pouvant être sélectionnées. Une fois que ces localisations auront été sélectionnées, elles peuvent être traitées elles-mêmes comme des conditions existantes et être reprises pour obtenir les sites les plus appropriés. Ce processus n'aboutit pas à une solution "parfaite" mais respecte le but : l'optimum absolu n'est pas atteint mais un optimum approché est dégagé par l'analyse, ce qui n'est déjà pas si mal.

Un autre type d'allocation contextuelle est de tenir compte d'un phénomène de propagation. Par exemple, implanter des activités à risques de pollution dans des zones avec un temps de transfert le plus élevé vis-à-vis des cours d'eau (cette application est développée plus loin).

- évaluer les résultats :

Ce processus est beaucoup plus complexe avec une procédure contextuelle car, chaque maille n'ayant une valeur que par rapport à son environnement, il est difficile de calculer sa contribution à cet environnement. Dans l'exemple des surfaces d'aptitude à l'irrigation, il est impossible de décrire la compacité en une maille comme cela est possible pour la tâche dont elle fait partie. Pourtant il serait intéressant de savoir si cette maille ne nuit pas à la compacité de la tâche et s'il ne serait pas nécessaire de l'éliminer de la sélection, ainsi dans la Figure 12, la maille A nuit au critère de compacité de la tâche grise, alors que la maille B y contribue.

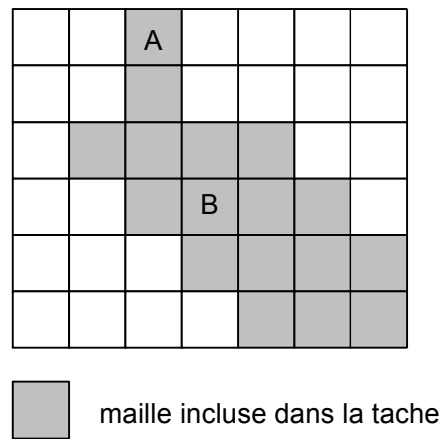


Figure 12 : Variation de contribution des mailles à la compacité d'une "tache"

8.3 Qualité des données spatiales

Cet aspect est fondamental dans les Bases de Données Géographiques. Nous avons choisi de le développer particulièrement car la qualité des données et les propagations d'erreurs sont très importantes dans les applications hydrologiques. **L'incertitude guide le choix des méthodes de traitement** : il est inutile d'employer une méthode dont la complexité est satisfaisante mais qui génère des erreurs inacceptables.

En Annexe 3, des travaux sur ce thème sont présentés afin d'établir une synthèse des différentes recherches effectuées dans ce domaine et pouvant être employées dans les SIG, mais le temps ne nous a pas permis de toutes les appliquer en troisième partie. Cependant, la méthode d'estimation du transfert d'erreur sur des données attributaires sera illustrée dans l'évaluation de la vulnérabilité des ressources en eau (cf. paragraphe 12.2, p. 167).

D'autres méthodes d'analyse numérique ont été élaborées par les météorologues pour résoudre le problème de "l'assimilation". En simulation, il s'agit en effet de posséder des données présentant de bonnes propriétés (notamment pour ce qui est des conditions aux limites) afin d'être intégrées aux modèles sans générer d'aberrations. Il serait intéressant d'évaluer les possibilités de ce champ de recherche dans le cadre des données gérées par un SIG.

La qualité des données géographiques et la propagation des erreurs lors des traitements sont des thèmes de recherche active. En effet, pour que les SIG soient utilisés convenablement dans la prise de décision, il faut connaître les incertitudes contenues dans les résultats et les limites d'application des modèles cartographiques [Veregin, 1995].

L'erreur peut être définie comme « la non concordance entre les objets encodés dans la base de données géographique et les entités du monde réel que ces objets sont supposés représenter » [Veregin, 1995].

Sur les cartes papier, l'échelle est explicite et permet de connaître quelle est la taille minimale réelle des détails qui sont représentés [Burrough, 1986]. Par contre, la notion d'échelle devient transparente dans une base de données. Avec une fonction de zoom il est possible d'agrandir à l'infini une zone : des données originellement au 1 / 100 000^{ème} peuvent ainsi être utilisées au 1 / 1 000^{ème}. Les données peuvent être stockées en nombres réels à huit chiffres après la virgule faisant croire à une exactitude de la représentation millimétrique voir micrométrique, ce qui est absurde. L'exactitude est pourtant au mieux celle du document qui a été numérisé ou celle du capteur s'il s'agit d'une image. Il est donc dangereux d'utiliser des données numériques sans connaître leur exactitude surtout lorsque cela débouche sur une prise de décision.

Il est nécessaire de définir les termes employés [Goodchild, 1993b] :

- **exactitude** : relation entre une mesure et la réalité qu'elle se propose de représenter,
- **précision** : degré de détail dans le stockage ou dans la manipulation de la mesure lors des calculs,
- **résolution** : taille réelle du plus petit objet qui peut être discerné sur une carte,

- **échelle** : notion intimement liée à la résolution puisqu'il y a une limite physique au dessin d'un objet sur une carte, cette limite est jugée en général à 0,5 mm ce qui correspond à 12,5 m pour une carte au 1 / 25 000^{ème} par exemple.

Ainsi, des coordonnées précises peuvent être inexactes [Rouet, 1991], par exemple : coordonnées exprimées en centimètres pour une incertitude en mètres.

En présence de phénomènes naturels, l'inexactitude est encore plus grande car les phénomènes sont continus dans l'espace et se superposent à d'autres phénomènes. « Les limites sont souvent de fausses représentations élégantes de changements graduels, vagues ou flous » [Burrough, 1986]. Derrière les structures représentées par des cartes discrètes ou des isolignes se cachent des variations qui apparaissent sur des distances inférieures à celles qui peuvent être résolues par l'étude d'origine. Par exemple, une classification de types de végétation est une réduction de la diversité des écosystèmes et sa représentation cartographique peut masquer de grandes variabilités au sein d'une même unité. Il s'agit donc de considérer les ensembles géographiques définis par une discrétisation spatiale comme une enveloppe de variabilité de paramètres et pas forcément comme des ensembles homogènes.

Les variations spatiales naturelles ne peuvent pas être simplement résolues en augmentant l'échelle ou en améliorant les mesures car en fait, **la nature varie selon l'échelle d'observation**. C'est le célèbre exemple des fractals : le périmètre d'un lac dépend de l'échelle à laquelle on l'étudie, il tend en réalité vers l'infini [Mandelbrot, 1982].

Nécessité d'une représentation de la qualité dans une Base de Données Géographiques

Rares sont les Bases de Données où figurent des informations sur la qualité des données et sur leur niveau d'exactitude.

Goodchild présente comment un SIG idéal devrait être structuré en terme de qualité des données [Goodchild, 1993b] :

- l'exactitude devrait être attachée à chaque primitive d'objet ou à chaque classe d'objet ou à l'ensemble de données, soit explicitement par un attribut supplémentaire, soit implicitement par la précision numérique ;
- toute opération devrait suivre une analyse d'erreur dont le résultat devrait être affecté à tout objet ou attribut créé par l'opération. Par exemple, l'incertitude sur le positionnement d'un point devrait être utilisée pour déterminer le niveau d'incertitude sur une distance calculée entre deux points ;
- l'exactitude devrait être générée dans tout produit du SIG, implicitement ou explicitement.

Mais comme le souligne également Goodchild, la technologie SIG actuelle est loin de cet idéal car il est difficile d'estimer l'erreur et de modéliser sa propagation dans les traitements. Cet auteur souligne néanmoins que la structure raster se prête mieux à une analyse d'erreur que la structure vecteur. En effet, l'emploi d'objets irréguliers rend la modélisation de l'erreur plus difficile.

8.4 Changement d'échelle et perte d'information

L'échelle est transparente dans les SIG (l'utilisateur ne voit pas apparaître l'échelle sur la carte qu'il visualise à l'écran et passe facilement d'une échelle à l'autre), la résolution est une notion plus adaptée (définition dans le glossaire, en fin de volume). Mais, ce terme d'échelle fait appel à une notion cartographique classique pour laquelle une carte correspond toujours à un certain niveau de simplification de la réalité.

La résolution spatiale résulte d'un compromis entre l'exigence d'exactitude, la disponibilité des données et les limites informatiques de calcul [Bruneau et al., 1995].

Dans un SIG, les données spatiales initiales nécessitent parfois que leur résolution soit abaissée afin de les croiser avec d'autres données d'une résolution plus faible (taille des mailles plus grossière). Ce procédé cartographique est nommé **agrégation** : passage à une résolution plus grossière.

Mais ce changement d'échelle n'est pas neutre, il entraîne une altération des données puisqu'une information dont la diversité était représentée par n unités géographiques se retrouve représentée par n/m unités (m étant un entier positif). L'agrégation produit un lissage des données et les valeurs d'attributs représentées par des éléments de surface réduite tendent à disparaître [Turner et al., 1989].

Ainsi, il n'y a pas une perte constante de l'information lors de l'agrégation : si une couche cartographique est composée de petits polygones, elle est plus sensible à la résolution spatiale qu'une couche cartographique formée de grands polygones.

Les différentes méthodes d'agrégation

Différentes méthodes sont disponibles dans les SIG en format raster :

- le mode : donne la valeur la plus fréquente du maillage fin initial rencontrée dans chaque maille d'agrégation (méthode adaptée aux données nominales),
- le plus proche voisin : la valeur de la maille initiale dont le centre est le plus proche du centre de la maille d'agrégation est affectée à cette dernière (méthode adaptée aux données nominales). Cette méthode bien que souvent employée n'est pas très satisfaisante car elle laisse trop de place au hasard de la proximité et ne permet pas d'extraire ainsi une valeur centrale ou une valeur caractéristique,
- la moyenne ou la médiane sont utilisées pour donner la tendance centrale des mailles initiales dans chaque maille d'agrégation (méthodes adaptées aux données quantitatives ordinales ou cardinales),
- le minimum ou le maximum sont utilisés pour donner la valeur extrême des mailles initiales dans chaque maille d'agrégation (méthode adaptée aux données quantitatives ordinales ou cardinales).

8.4.1 Conséquence de l'agrégation sur les données

L'agrégation se traduit par une altération de la proportion des valeurs d'attribut et par une modification de la structure spatiale.

Cette altération dépend de quatre **facteurs** :

- l'amplitude de la variation de résolution,
- la proportion initiale des éléments,
- l'arrangement initial des éléments dans l'espace,
- la méthode d'agrégation.

Agrégation et hydrologie

Lorsque la surface relative occupée par des éléments géographiques intervient dans un modèle, il est souhaitable d'étudier la **sensibilité de ce modèle aux incertitudes de mesure de ces surfaces**. Avec l'hypothèse que l'erreur de mesure croît en fonction de la taille des mailles, les variations des proportions des éléments cartographiques générées par l'agrégation se traduisent par une dégradation des résultats du modèle.

Ceci est le cas **lorsqu'il n'y a pas prise en compte du « motif structural » ou des formes structurales localisant les éléments les uns par rapport aux autres**. Ces modèles utilisent des valeurs moyennes de paramètres (comme par exemple une altitude moyenne) ou résument la distribution spatiale par une distribution statistique sans tenir compte du motif structural (théorie du continuum de Wood et al. pour définir des Surfaces Représentatives Élémentaires [Wood et al., 1988]) comme, par exemple, dans un modèle d'évapotranspiration global où le calcul est effectué à l'aide d'une somme des évapotranspirations de chaque type d'occupation du sol pondérée par sa surface relative :

$$A = \sum_{i=1}^n k_i * S_i$$

k_i : poids du facteur i

S_i : surface relative du facteur i

alors, on peut estimer l'erreur sur A , due au changement d'échelle.

Lorsque la localisation des données a une importance dans la modélisation, l'altération des résultats ne pourra pas être simplement calculée à partir des seules variations de surface relative. La disparition de certains objets géographiques à la suite d'une agrégation va avoir des effets beaucoup plus importants sur les résultats du modèle et ces effets sont difficilement quantifiables.

* sur des données discrètes : certaines taches vont disparaître

Par exemple, considérant les risques de pollution des cours d'eau à partir de versants en habitat dispersé, si des zones d'habitat disparaissent parce qu'elles sont petites et dispersées, la cartographie des risques de pollution des cours d'eau va être totalement modifiée.

* sur des données continues, il s'opère un « lissage » c'est-à-dire une disparition des valeurs extrêmes.

C'est par exemple le cas du calcul de pente ou des chemins d'écoulement avec un Modèle Numérique de Terrain (MNT).

Variabilité spatiale des conséquences de l'agrégation

La variation de la structure dans l'espace est souvent contrôlée par des phénomènes d'étendue plus régionale. Les structures décamétriques ou hectométriques ne sont pas homogènes dans l'espace car il existe des contraintes plus larges d'ordre kilométrique. Ceci est par exemple le cas dans un paysage influencé par la géologie ou la topographie : un paysage de bocage sur une géologie argileuse fait place à de grandes parcelles agricoles en plaine alluviale ou à des forêts en altitude.

Il est donc important de ne pas mesurer globalement l'évolution des surfaces relatives ou des structures spatiales, mais de définir des **zones d'échantillonnage** représentatives de chaque type de structure. Tout le problème est d'arriver à délimiter ces zones. Les contraintes sur une donnée peuvent être assez évidentes comme dans le cas de la végétation avec la topographie mais d'autres relations sont plus difficiles à déterminer.

8.4.2 Indices de structure et agrégation

De même que les structures spatiales révèlent une certaine diversité du paysage, elles ont été utilisées par plusieurs chercheurs comme indice de dégradation de la richesse informationnelle d'une carte au cours de l'agrégation.

L'évolution d'indices de structure sert ainsi à estimer l'**adéquation de l'échelle des données au problème posé**.

8.4.2.1 Intérêt de l'indice d'entropie lors de l'agrégation

O'Neill et al. ont appliqué des indices basés sur la théorie de l'information [Shannon et Weaver, 1962] pour caractériser la structure spatiale et la richesse de paysages en écologie [O'Neil et al., 1988]. Ces indices ont été employés par Turner et al. pour quantifier les effets de l'agrégation (avec la méthode « du plus proche voisin ») sur des données cartographiques nominales de type végétation.

*** indice d'entropie de Shannon H' :**

$$H' = - \sum_{i=1}^m p_i * \log(p_i)$$

avec p_i fraction de la surface occupée par l'attribut i ,
 m nombre de valeurs de l'attribut dans la zone d'échantillonnage.
 Plus cet indice H' est élevé, plus le paysage est diversifié.

*** indice de dominance :**

$$D = \log(m) - H'$$

Cet indice compare l'indice H' à une valeur maximale de diversité se réalisant lorsque tous les types sont présents avec une proportion égale : D est élevé quand le paysage est dominé par un type et faible lorsque de nombreux types sont représentés en proportion similaire, cependant $D = 0$ pour un paysage formé d'un seul type.

* **indice d'entropie ENT** :

$$ENT = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m p_{ij} * \log(p_{ij})$$

avec : p_{ij} probabilité de contiguïté de i avec j ;

Cet indice d'entropie (défini également par [Shannon et Weaver, 1962] et utilisé par [Baker et Cai, 1992]) intègre la probabilité de contiguïté de l'élément i à l'élément j contrairement à l'indice H' pour lequel chaque type est considéré indépendamment. La contiguïté étant le fait que deux objets soient en contact.

* **indice de contagion C** : exprime au contraire le degré d'agrégation, en comparant une mesure d'entropie à une entropie maximale théorique :

$$C = 2 * \log(m) - ENT$$

le terme $2 * \log(m)$ indique une valeur maximale de ENT lorsque toutes les contiguïtés possibles entre types se produisent à une probabilité similaire. C tend donc vers 0 pour un paysage aléatoire sans agrégats ou taches. Cet indice est obtenu à partir d'une matrice de contiguïté des types.

Pour Turner et al., « le taux avec lequel des types de couverture rares décroissent avec l'agrégation dépend de leur arrangement spatial » [Turner et al., 1989] : si un type de couverture rare est organisé en taches compactes, il ne va pas disparaître au cours de l'agrégation ou alors plus lentement qu'un type rare éparpillé. **Un indice de contagion initial élevé réduit la vitesse de disparition des éléments minoritaires par agrégation.**

Ces auteurs ont aussi étudié l'**effet de l'agrégation sur les indices de paysage** précédents :

- * l'indice de Shannon présente une régression linéaire avec le logarithme de la taille des pixels (coefficient de corrélation $r^2 > 0,9$)
- * les indices de contagion et de dominance présentent des relations plus complexes avec le logarithme de la taille des pixels : ils sont sensibles au nombre de types présents et leur évolution, au fur et à mesure de l'agrégation, montre des seuils lorsqu'un type disparaît. Ils augmentent entre chaque perte de type mais diminuent globalement.

L'indice d'entropie de Shannon (H') a été également utilisé par d'autres auteurs en modélisation hydrologique pour quantifier l'incertitude des données sur une distribution de probabilité continue [Amorocho et Espildora, 1973]. Robin a utilisé la théorie de l'information de Shannon pour quantifier a priori l'adéquation des données à un modèle hydrologique en terme d'incertitude, l'indice d'entropie est calculé en fonction du nombre de classes et des fréquences de chaque classe de valeur définie comme une classe d'incertitude [Robin, 1990].

Indices de structure et nature des données

L'indice de Shannon et les autres indices de structure sont applicables aux **données discrètes**.

Sur des **données continues**, ces indices tendent vers le maximum d'entropie : une valeur identique ayant une faible probabilité d'apparaître en deux localisations différentes. Il est donc nécessaire de créer des classes pour analyser des données continues. Ceci est effectué implicitement en employant un SIG comme GRASS pour lequel les nombres réels sont arrondis à des entiers, réalisant ainsi une discrétisation par classe d'unité. Si la précision de stockage des données est plus élevée, comme sur ARC/INFO où les données peuvent être stockées à six décimales, il convient d'opérer une discrétisation.

Evidemment, **les indices sont sensibles au nombre de classes** et ne peuvent être utilisés qu'à titre relatif sur des données continues comme sur des données discrètes, en comparant des résultats à différentes échelles à partir d'une même classification ou en comparant des résultats entre différents territoires à une même échelle.

8.4.2.2 Applications de l'indice d'entropie en hydrologie

Vieux et Farajalla utilisent la **dimension fractale** pour déterminer si la représentation spatiale des données peut enrichir un modèle (en précisant à quelle résolution) ou si leur moyenne suffit [Vieux, 1993], [Vieux et Farajalla, 1994] et [Farajalla et Vieux, 1995]. Comme le soulignent ces auteurs, « l'important dans un modèle distribué est qu'il saisisse la variabilité spatiale essentielle de chaque paramètre affectant le processus hydrologique » et non d'affiner au maximum la résolution, ce qui gaspille de la mémoire et augmente les temps de calcul. Le problème est donc de déterminer la résolution minimale qui permette de représenter la variabilité spatiale [Farajalla et Vieux, 1995].

Dimension fractale

Classiquement, la longueur d'une courbe est sensée pouvoir être calculée à partir d'une approximation polygonale c'est-à-dire par la construction de segments de droites reliant des points appartenant à la courbe [Hubert, 1994] (cf. Figure 13). Mais, pour de nombreux objets du monde réel, la mesure de la longueur dépend du nombre de points échantillonnés sur la courbe ou, autrement dit, de l'échelle d'observation. En effet, la variabilité spatiale des données se retrouve à différentes échelles et l'augmentation de résolution ne fait apparaître qu'une nouvelle variabilité [Hubert, 1994]. De tels objets sont qualifiés de fractals. Mandelbrot est à l'origine de cette théorie.

L'exemple le plus célèbre est celui de la longueur d'une côte. La mesure de cette longueur dépend de l'échelle d'observation : plus l'échelle est importante, plus la longueur est élevée. En réalité, la longueur tend vers l'infini.

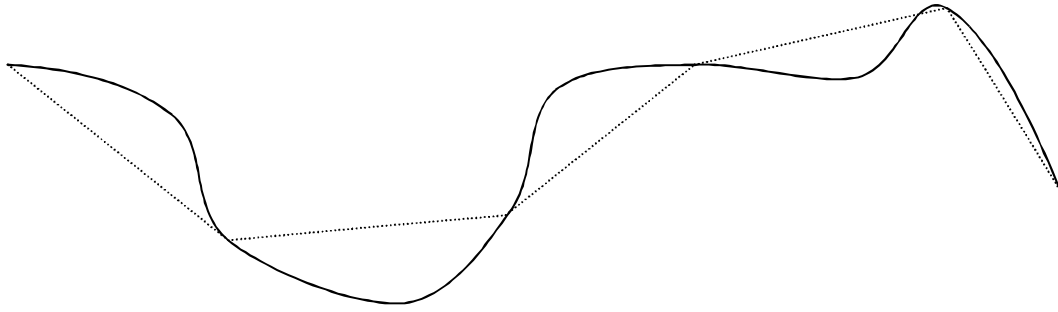


Figure 13 : Approximation polygonale d'un arc de courbe
(d'après [Hubert, 1994])

Le principe de la théorie Mandelbrot, [Mandelbrot, 1975], est le suivant :

Soit : ϵ un segment constant de courbe fractale, ou unité de « pavage », (le terme de pavage est employé pour signifier une discrétisation régulière de l'espace, le terme tessellation régulière est son synonyme).

$L(\epsilon)$ la longueur mesurée de la courbe fractale à partir de l'unité de pavage

alors : $L(\epsilon)$ tend vers l'infini, quand ϵ tend vers 0

Le tracé de $\ln(L(\epsilon))$ en fonction de $\ln(\epsilon)$ donne une droite de pente $(1 - d)$, d étant nommé « dimension fractale »

donc :

$$L(\epsilon) \propto \epsilon^{1-d}$$

($\propto$ signifie proportionnel à)

et si : $p(\epsilon)$ est le nombre de pavages de la courbe

alors :

$$L(\epsilon) = p(\epsilon) * \epsilon$$

soit :

$$p(\epsilon) \propto \epsilon^{-d} \quad \text{et} \quad p(\epsilon) * \epsilon^d = k$$

avec k : constante

en exprimant cette constante par rapport à une longueur ϵ_0 , nous avons :

$$p(\epsilon) = (\epsilon_0 / \epsilon)^d \Rightarrow d = \frac{\ln(p(\epsilon))}{\ln(\epsilon_0 / \epsilon)}$$

(ϵ_0 / ϵ) exprime le rapport de la résolution initiale à la résolution finale

La dimension fractale d définie par Mandelbrot [Hubert, 1994] exprime le niveau de variation présent à toute échelle dans une donnée (autosimilarité). Lorsque d est entière, elle correspond à la dimension euclidienne (0 pour un point, 1 pour une courbe, 2 pour une surface, 3 pour un volume). Mais, la dimension d est justement rarement entière dans le monde réel et est comprise entre 1 et 2 pour des objets linéaires, 2 et 3 pour des objets surfaciques ou 3 et 4 pour des objets volumiques.

La dimension fractale des périmètres de types de végétation a d'ailleurs été utilisée pour caractériser la nature anthropique ou naturelle du paysage [Milne, 1988] : plus le paysage est anthropisé plus la valeur de la dimension fractale se rapproche de la valeur euclidienne (en l'occurrence 1 pour un périmètre de tache de végétation).

L'**autosimilarité**, c'est-à-dire la constance de la dimension fractale quelle que soit l'échelle, est rarement vérifiée dans la nature. Elle peut difficilement être utilisée pour reproduire la forme d'un objet à une autre échelle (contrairement aux exemples théoriques du flocon de von Koch ou de la poussière de Cantor). La dimension fractale est cependant intéressante pour **caractériser la perte de variabilité spatiale des données lors d'un changement d'échelle**. Burrough remarque que la dimension fractale de la topographie augmente avec l'altitude, et explique cela par la sédimentation qui domine en plaine et qui empâte le paysage contrairement à la montagne où les processus d'érosion dominent [Burrough, 1986]. Mais, les différences de dimension fractale entre un champ de valeurs contrastées (la montagne) et un champ de valeurs uniformes (la plaine) indiquent aussi une perte d'information plus importante lors du changement d'échelle en montagne qu'en plaine, tout le problème étant alors de quantifier cette perte, comme cela est présenté plus loin.

Le **coefficient de Hurst**, que nous nommons « **Hurst** », caractérise l'écart entre la dimension euclidienne D et la dimension fractale d [Voss, 1988] :

$$d = D + (1 - \text{Hurst})$$

avec : $0 \leq \text{Hurst} \leq 1$

Vieux fait l'hypothèse que l'entropie est déterminée par la résolution spatiale c'est-à-dire par l'unité de pavage de l'espace [Vieux, 1993] : ϵ

$$p(\epsilon) \propto \epsilon^{-d} \Rightarrow p(\epsilon) \propto \epsilon^{\text{Hurst}} \Rightarrow p(\epsilon) = k * \epsilon^{\text{Hurst}}$$

d'où :

$$\text{Ln}(p(\epsilon)) = \text{Ln}(k) + (\text{Hurst} * \text{Ln}(\epsilon)) \Rightarrow \text{Hurst} = \Delta \text{Ln}(p(\epsilon)) / \Delta \text{Ln}(\epsilon)$$

pour un champ présentant une probabilité égale en toute localisation (par exemple, un plan incliné ou un champ de valeurs totalement aléatoire) et pour une unité de pavage ϵ , l'entropie de Shannon est maximale [Vieux, 1993] :

$$H'(\epsilon) = \text{Ln}(p(\epsilon))$$

donc :

$$\text{Hurst} = \Delta H'(\epsilon) / \Delta \text{Ln}(\epsilon)$$

Dans ce cas, le coefficient de Hurst, correspond au taux avec lequel l'indice de Shannon H' change au fur et à mesure de l'agrégation. Ce coefficient de Hurst est utilisé par Vieux et Farajalla comme une mesure de la variation de la contiguïté de valeurs similaires [Vieux, 1993], [Vieux et Farajalla, 1994] et [Farajalla et Vieux, 1995]. Mais, paradoxalement, ils l'appliquent à des champs ne présentant pas une valeur d'indice de Shannon maximale. Le taux de variation de l'indice de Shannon en fonction de la résolution spatiale ne correspond pourtant pas au coefficient de Hurst si $H'(\epsilon) < \text{Ln}(p(\epsilon))$. Néanmoins, cet indice peut être intéressant pour décrire l'évolution de la perte d'information comme le prouvent les études de ces auteurs et comme cela est présenté dans une application sur le bassin versant du Rensaison.

Par ailleurs, les valeurs du coefficient de Hurst révèlent un certain type de variabilité spatiale [Vieux et Farajalla, 1994] : si $\text{Hurst} = 0,5$, les données ont une variation de type brownien, si $\text{Hurst} > 0,5$ il y a une corrélation positive entre les valeurs, si $\text{Hurst} < 0,5$ il y a une corrélation négative. Un type brownien se manifeste par une variabilité identique à toute échelle. Donc, en terme de dimension fractale, si d est proche de 2,5 pour une surface ou de

1,5 pour une courbe, il est inutile d'affiner l'échelle puisque la variabilité est identique à toute échelle.

Le taux de variation de l'indice de Shannon H' au fur et à mesure de l'agrégation (assimilé au coefficient de Hurst) est appliqué par Vieux et Farajalla pour décider si la représentation de la distribution spatiale du coefficient de Manning (qui représente une rugosité du milieu à un écoulement) est nécessaire dans un modèle [Vieux et Farajalla, 1994]. Ce taux donne des valeurs proches de 0,5 ce qui indique une variabilité de type brownien et qui conduit à penser que la variabilité spatiale est indépendante du niveau de résolution. Les auteurs en déduisent qu'il est inutile d'accroître la résolution et qu'il faut se contenter d'un indicateur global sans chercher à représenter la variabilité spatiale. L'emploi, lors de simulations, du coefficient de Manning distribué ou de sa moyenne donne des résultats similaires.

Le tracé de l'entropie en fonction de la résolution [Farajalla et Vieux, 1995] (cf. Figure 14) révèle un palier durant lequel l'entropie ne varie pas ou très peu, puis une rupture avec une décroissance forte de l'entropie en fonction de la résolution. Ceci se traduit au niveau du coefficient de Hurst dont la valeur reste relativement stable puis augmente au delà d'un seuil de résolution. Le tracé de cette courbe est indispensable pour savoir si une résolution donnée est acceptable : si aucun palier n'apparaît sur la courbe, alors les mailles sont trop grossières [Vieux, 1993].

Cette méthode de quantification de la perte d'information est importante pour les SIG car l'agrégation est un procédé employé dès qu'il est nécessaire de croiser deux couches cartographiques de résolution différente. Cette méthode est importante également pour la modélisation hydrologique : **l'intérêt de cet indice d'entropie est de quantifier la dégradation de la qualité des données sans lancer systématiquement des simulations hydrologiques mais en utilisant l'analyse spatiale dans un SIG** (cf. paragraphe 12.1.2.3, p. 160). Cette quantification permet finalement de connaître l'échelle adéquate et de choisir entre différentes méthodes d'agrégation.

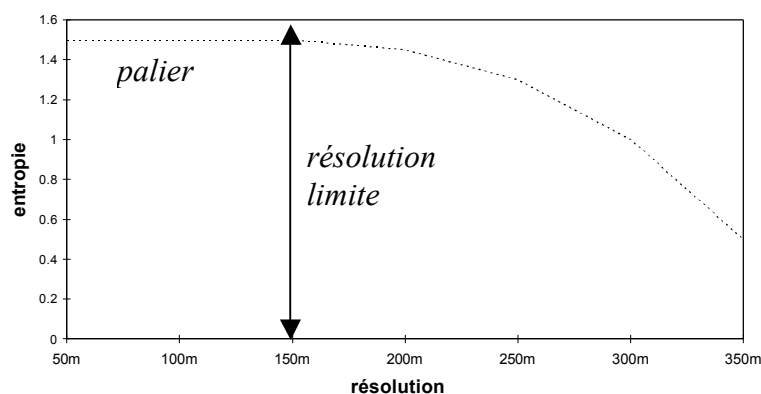


Figure 14 : Indice d'entropie en fonction du niveau d'agrégation

L'intérêt de cette approche est testé pour deux types de données : des données quantitatives (altimétrie) et des données qualitatives (occupation du sol).

8.4.3 Application de l'analyse de l'entropie à un Modèle Numérique de Terrain

Les données d'altimétrie sont particulièrement importantes en hydrologie car elles conditionnent en grande partie le type d'écoulement de l'eau, sa vitesse, le chemin d'écoulement, la saturation du sol... L'altimétrie est gérée et analysée au travers de Modèles Numériques de Terrain (MNT) qui sont des représentations numériques de l'altimétrie d'un terrain. Les applications des MNT dans le domaine de l'hydrologie ont été passées en revue par [Moore et al., 1991]. Rissons a par ailleurs recensé de multiples attributs primaires (une vingtaine : pente, exposition, surface de bassin versant...) ou secondaires (indice topographique, indice de puissance des écoulements, prédiction des ruisseaux temporaires...) qui sont obtenus à partir d'un MNT [Rissons, 1995].

Vieux a observé lors de l'agrégation d'une carte raster représentant un MNT par la méthode du « plus proche voisin » [Vieux, 1993] :

- une baisse de la variabilité (ou de l'entropie) des altitudes,
- une baisse consécutive de la pente,
- une modification des chemins d'écoulement par court-circuitage de méandres,
- un accroissement de la taille des bassins versants.

8.4.3.1 Méthodologie appliquée au bassin versant du Renaison

Sur le bassin versant du Renaison, six zones d'échantillonnage de 3 200 mètres de côté (soit environ 10 km²) ont été définies afin de prendre en compte les trois types de relief différents : plaines, vallées, plateaux (cf. Figure 15 et Carte 7). Le cadre topographique général a été présenté en première partie (cf. paragraphe 0, p. 37). Sur chacune de ces zones ont été calculés les indices de structure à différentes résolutions ce qui permet de les comparer entre régions et d'étudier l'évolution des indices au cours de l'agrégation.

Le calcul a été réalisé à l'aide du programme *r.le* sous GRASS 4.1 (en grande partie au laboratoire d'hydrologie de l'ORSTOM de Montpellier). Ce programme a été conçu par Baker et Cai pour l'**analyse quantitative des structures paysagères à différentes échelles** [Baker et Cai, 1992]. Les indices de structure ne peuvent être appliqués qu'à des données discrètes. Les altitudes sont implicitement classées en intervalles de 1 mètre puisque GRASS ne manipule que des cartes en nombres entiers. Cette discrétisation en classes est importante puisque plus le nombre de classes est élevé, plus l'entropie sera forte. La méthode a été testée avec des classes d'altitude de 10 et de 20 mètres : les tendances observées avec une discrétisation tous les mètres se retrouvent avec une discrétisation tous les 10 ou 20 mètres mais le palier de faible dégradation de l'entropie est beaucoup moins visible.

La méthode d'agrégation qui convient pour des données initialement continues comme l'altitude est la **moyenne**, c'est cette méthode que nous avons retenue. La méthode du « plus proche voisin » n'est adaptée qu'à des données nominales. Ainsi, pour une agrégation de 50 à 100 mètres, la nouvelle maille de 100 mètres prend comme valeur la moyenne des quatre mailles de 50 mètres qu'elle englobe.

Un krigeage universel aurait pu donner de meilleurs résultats qu'une simple moyenne en interpolant les valeurs entre les points de mesure initiaux. Mais le temps nous a manqué pour tester cette méthode d'agrégation.

Quatre niveaux d'agrégation sont utilisés :

- niveau 1 : agrégation de 50 à 100 mètres,
- niveau 2 : agrégation de 50 à 200 mètres,
- niveau 3 : agrégation de 50 à 400 mètres.

Pour éviter une confusion sur le coefficient de Hurst et la pente de la variation de l'indice de Shannon en fonction du logarithme de la résolution (les deux sont équivalents seulement si l'entropie est maximale) : cette pente est nommée **A**.

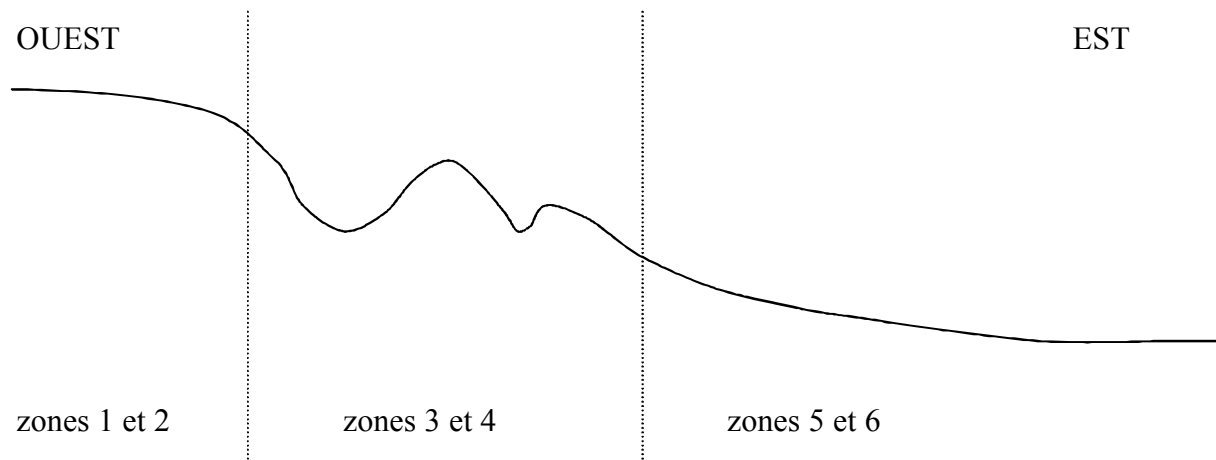


Figure 15 : Coupe Schématique Est-Ouest du secteur étudié

8.4.3.2 Aptitude de l'entropie à représenter une typologie de relief

L'indice de Shannon, H' , individualise bien les types de relief observés (cf. Figure 16) :

- $H' > 5,5$ pour le relief disséqué de vallées,
- $5 < H' < 5,5$ pour le relief de plateaux sommitaux,
- $H' \approx 3,6$ pour la plaine

Les régions de plateaux indiquent une entropie intermédiaire entre l'entropie des vallées et l'entropie de la plaine, car elles présentent une surface aplanie entaillée par des thalwegs (cf. Carte 7).

8.4.3.3 Variation de l'entropie en fonction de l'agrégation

L'agrégation à partir d'une résolution fine vers une résolution plus ou moins grossière conduit à une altération du MNT. Mais l'amplitude de cette altération est variable selon la morphologie du terrain (cf. Figure 16 et Figure 17) :

- en plaine (régions n°5 et n°6) : l'entropie de Shannon H' est remarquablement stable jusqu'à une agrégation à 200 mètres puis baisse faiblement pour une agrégation à 400 mètres ; le coefficient A présente également de faibles valeurs jusqu'à 200 mètres.
- en terrain accidenté (régions n°3 et n°4) : aucun palier n'est visible sur la région n°4, la pente de l'entropie est cependant plus faible de 50 à 100 mètres, sur la région n°3,

un palier se distingue clairement de 50 à 100 mètres ; le coefficient A présente une évolution similaire.

- en zone de plateaux (régions n°1 et n°2) : ces régions offrent un comportement intermédiaire entre la plaine et les vallées (ce qui est intuitivement cohérent, les plateaux ayant un relief plus moutonné que la plaine mais moins découpé que les vallées), elles présentent en tous cas un palier de 50 à 100 mètres.

Les résultats indiquent que l'existence d'un palier sur la courbe de l'indice d'entropie H' en fonction de l'agrégation varie selon le type de relief : plus le relief est plat, plus le palier est marqué.

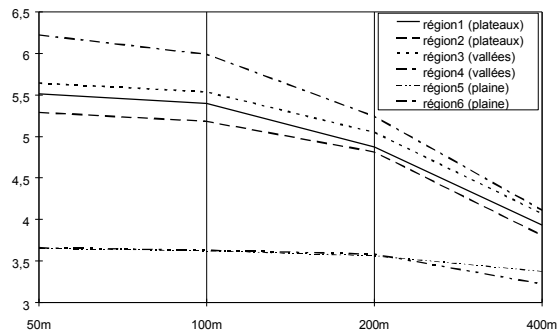


Figure 16 : indice de Shannon en fonction de la résolution spatiale

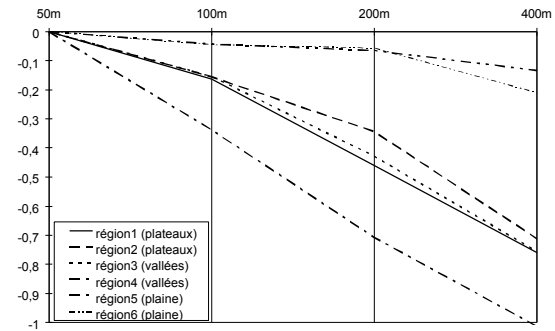


Figure 17 : coefficient A en fonction de la résolution spatiale

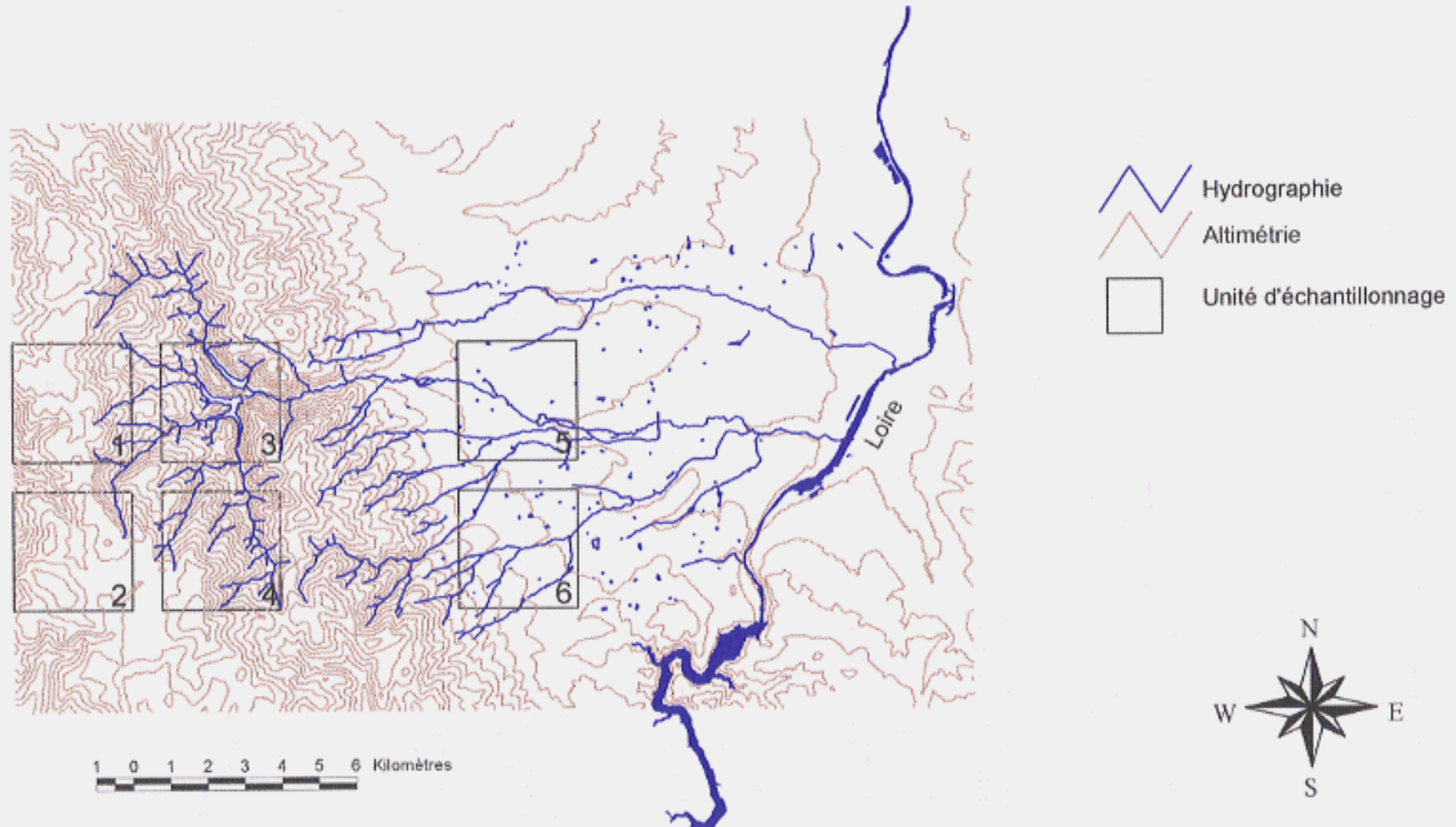
Un calcul de la variation de l'entropie après soustraction d'une surface de tendance régionale est présentée en Annexe 5. Il en ressort que cette transformation permet de mieux discriminer les différents types de relief et notamment pour les régions de plateau (régions n°1 et n°2) qui apparaissent plus fortement similaires.

Conséquence

Comme on pouvait s'y attendre, **il est plus utile d'augmenter la résolution en région accidentée qu'en plaine pour la description générale de la topographie d'un domaine géographique.** Le suivi de la baisse de l'entropie permet de quantifier par ailleurs le seuil au delà duquel une amélioration de la résolution n'apporte pas un accroissement significatif d'information. La résolution de 50 mètres en région n°4 suffit juste à représenter la variabilité spatiale de l'altitude puisqu'aucun palier n'apparaît au delà de 50 mètres de résolution. Sur les plateaux en région de vallées n°3, la résolution de 100 mètres permet de représenter convenablement la variabilité des données d'altitude. En plaine, une résolution de 200 mètres semble acceptable.

Soulignons cependant que **cet indice est inadapté lorsque la localisation des données a une importance** : les directions d'écoulement sont beaucoup plus sensibles à la résolution du MNT en plaine qu'en montagne, ainsi une faible dégradation de l'estimation de l'altitude d'un pixel peut modifier la position du lit d'un cours d'eau à partir d'un MNT comme le prouvent les nombreux artefacts en plaine roannaise (cf. Carte 14). Ainsi, la résolution d'un MNT nécessaire à l'estimation des risques d'inondation ne pourra pas être estimée par cet indice d'entropie.

**Carte 7 : Altimétrie et zones d'échantillonnage
sur le bassin versant du Renaison**



Carte 7 : Altimétrie et zones d'échantillonnage

La perte d'information lors de l'agrégation est alors difficilement quantifiable car les conséquences d'une mauvaise estimation de la valeur des points sont très variables : ainsi, la position d'un axe de drainage est plus sensible à l'exactitude de l'altitude d'un pixel situé dans l'axe d'un cours d'eau que de celle d'un pixel situé sur un versant.

8.4.3.4 Impact de l'agrégation sur un calcul de pente

En classant les pentes et en cumulant les fréquences par zone d'échantillonnage, les effets du changement d'échelle du MNT sur les pentes sont observables. Systématiquement, **l'agrégation réduit la pente.**

Mais en comparant les différentes régions, différentes sensibilités à l'agrégation s'observent (cf. Figure 18 à Figure 23) :

- les régions de plaine (n°5 et n°6) sont faiblement altérées en ce qui concerne l'estimation des pentes puisqu'une agrégation de quatre mailles en une maille conduit à une sous-estimation de la pente de quelques décimales (en %) (cf. Figure 22 et Figure 23) ;
- les régions de vallées (n°3 et n°4) présentent une forte altération de l'estimation des pentes puisque, pour une agrégation de quatre mailles à une maille, les pentes sont sous-estimées de plus de 2 % en moyenne (cf. Figure 20 et Figure 21) ;
- les régions de plateaux (n°1 et n°2) indiquent une plus faible altération de l'estimation des pentes que les régions de vallées (Figure 18 et Figure 19), mais plus forte que les régions de plaine : 1 à 2 %.

Par ailleurs, chaque niveau d'agrégation ne produit pas une dégradation identique de l'estimation de la pente sur les différents types de relief :

- les régions avec un relief peu marqué (n°1, n°2, n°5 et n°6) sont très peu sensibles à une agrégation de 50 à 100 mètres,
- les régions avec un relief accidenté (n°3 et n°4) présentent une dégradation pratiquement linéaire en fonction de l'agrégation, la région n°3 révélant plus un seuil que la région n°4.

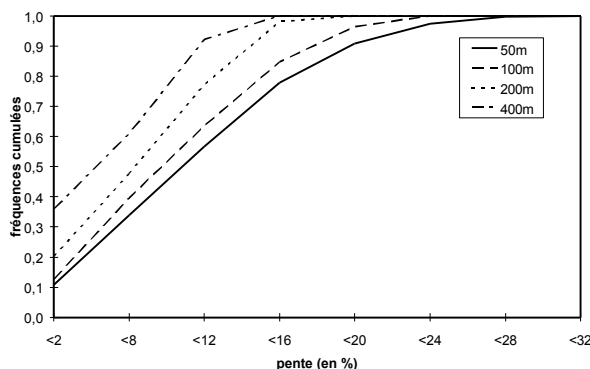


Figure 18 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 1 (plateaux)

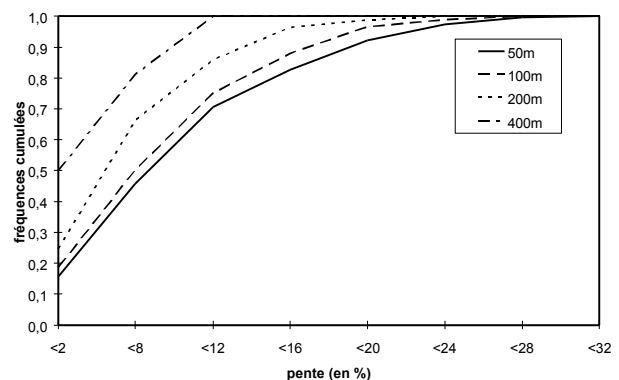


Figure 19 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 2 (plateaux)

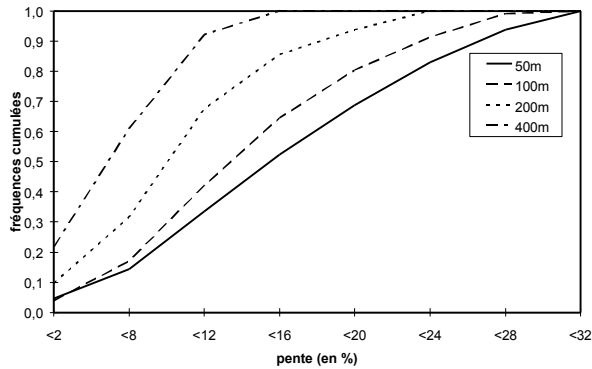


Figure 20 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 3 (vallées)

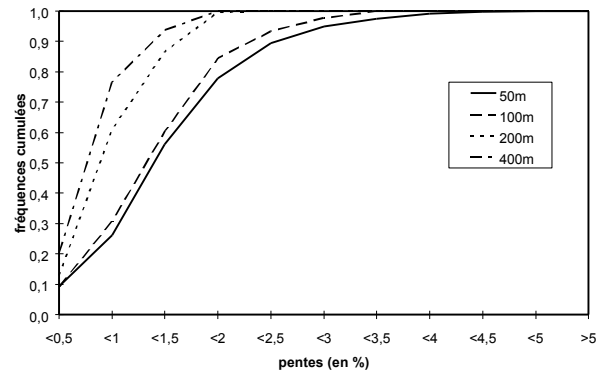


Figure 22 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 5 (plaine)

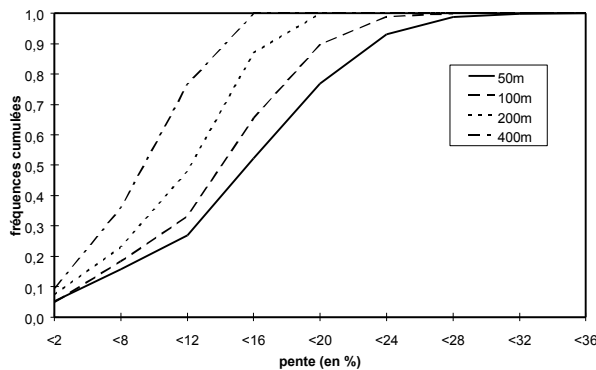


Figure 21 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 4 (vallées)

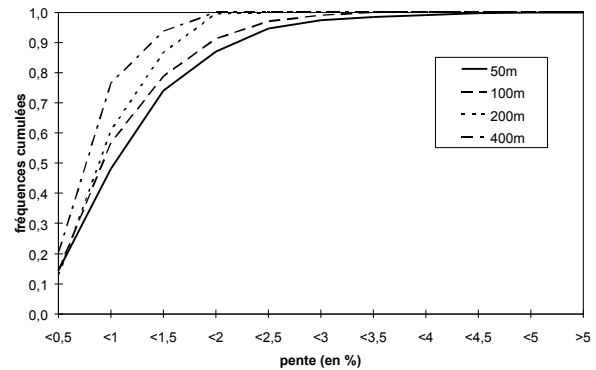


Figure 23 : fréquences cumulées des pentes et agrégation : région 6 (plaine)

Conclusions et recommandations

Ainsi, l'évolution de l'entropie du MNT (cf. Figure 16, p. 84) au cours de l'agrégation révèle bien l'altération de la pente dérivée du MNT (cf. Figure 18 à Figure 23). Le palier de l'entropie observé de 50 à 100 mètres, voire de 50 à 200 mètres sur les plateaux ou en plaine, se traduit par une moindre altération du calcul des pentes. La région de vallées n°3 qui présente une ébauche de palier plus marquée que la région n°4 entre 50 et 100 mètres, présente également un palier à 100 mètres dans l'altération de la pente lors de l'agrégation.

Cette quantification est très importante car de nombreux modèles hydrologiques utilisent la pente (distribuée ou globalisée par une moyenne) ou d'autres variables obtenues à partir de la topographie [Rissons, 1995]. La validité de l'utilisation des modèles hydrologiques est contrôlée par la résolution du Modèle Numérique de Terrain. **L'indice d'entropie permet de connaître quelle est la résolution minimale admissible** pour le calcul de paramètres dont la localisation n'a pas d'importance (ce n'est pas le cas des axes de drainage) : elle est de 100 mètres pour les plateaux et la plaine et de 50 mètres pour les vallées du Rénais. Nous étudierons en troisième partie, l'aptitude de cet indice d'entropie à quantifier la résolution spatiale nécessaire à l'estimation des débits dans le modèle hydrologique TOPMODEL en confrontant cet indice avec un indice d'optimisation des simulations sur les sous-bassins versants jaugés du Rénais.

8.4.4 Application de l'analyse de l'entropie à des données nominales :

L'occupation du sol

8.4.4.1 Méthodologie appliquée au bassin versant

La carte d'occupation du sol a été réalisée par analyse de photographies aériennes datant du mois de juillet 1991 (cf. Carte 5). Un calage de terrain a été effectué pour améliorer notamment la distinction entre terres labourables et prairies en cette période de l'année (un champ de blé moissonné est difficile à distinguer d'une prairie fauchée).

L'évolution des types d'occupation du sol est étudiée en fonction de l'agrégation sur le bassin versant du Renaison (ce travail a été effectué au laboratoire d'hydrologie de l'ORSTOM de Montpellier). L'intérêt de l'étude de la perte d'information sur une carte d'occupation du sol en fonction de l'agrégation est importante en hydrologie et plus largement dans le cadre de la gestion des eaux car ce thème contrôle par exemple le déficit hydrique, les risques de pollution potentiels, les usages de l'eau. Les niveaux d'agrégation employés dans cette analyse sont : de 50 à 100 mètres (cf. Carte 8), de 50 à 200 mètres (cf. Carte 9), de 50 à 400 mètres (cf. Carte 10).

La méthode d'agrégation est celle du « plus proche voisin » : la maille plus grande est affectée de la valeur de la maille initiale dont le centre est le plus proche de son centre. Une agrégation par le mode aurait été sans doute mieux adaptée pour ce type de données qualitatives mais elle posait le problème du choix d'une valeur représentée à une fréquence égale dans la maille d'agrégation (par exemple, quatre mailles de valeurs différentes agrégées en une seule).

La classification des types d'occupation du sol est la suivante : feuillus et landes, conifères, prairies et pâturages, terres labourables, zone urbaine, eau libre. La classification est déterminante dans l'analyse de la structure. La distinction d'un nouveau type peut en effet modifier totalement les valeurs des indices. Par exemple, un paysage de forêt dominant offre un faible indice d'entropie si la forêt forme une classe unique, mais si conifères et feuillus y sont distingués, l'entropie peut devenir forte.

Les mesures sont faites sur quatre régions d'échantillonnage de 16 km² chacune, correspondant à différents types de paysage (cf. Carte 8, Carte 9 et Carte 10) :

- région n°1 et n°2 : paysage de montagne dominé par la forêt de feuillus et de conifères mais avec de petites parcelles cultivées,
- région n°3 : paysage de transition entre la plaine et la montagne, très diversifié : forêts, prairies, terres labourables et villages,
- région n°4 : plaine dominée par les prairies d'élevage avec quelques villages et terres cultivées.

Les indices d'entropie et les proportions des types d'occupation du sol sont calculés pour chaque niveau d'agrégation. L'évolution des indices est ensuite comparée à celle des types.

8.4.4.2 Pertinence des indices de structure pour quantifier un paysage

- indice de Shannon H' et indice d'entropie ENT :

Les zones d'échantillonnage 1 et 2 (montagne) présentent une entropie moyenne, H' de 0,95 et de 1,2 et ENT de 1,6 à 1,9. L'entropie de la zone 4 (plaine) est plus faible, $H' = 0,8$ et ENT = 1,6. La zone 3 de transition a une plus forte entropie : $H' = 1,4$ et ENT = 2,2. Ces deux indices traduisent bien l'impression visuelle de diversité et de morcellement qui est élevée en montagne et encore plus forte sur les coteaux qu'en plaine (cf. Carte 8, p. 92).

- indice de contagion C :

L'indice de contagion C est similaire sur les régions de montagne n°1 et n°2 et sur la région de plaine n°4 : voisin de 1,7, la région de transition n°3 est plus faible traduisant une forme plus "éclatée" du paysage avec moins d'agglomérats que sur les autres régions d'échantillonnage.

- indice de dominance D :

La région de plaine n°4 et de montagne n°2 présentent le même indice de dominance, $D = 0,59$, cela traduit bien l'impression visuelle de dominance de la prairie sur la région n°4 et de la forêt de feuillus sur la région n°2 ; les deux autres régions sont plus diversifiées et présentent un indice de dominance plus faible (voisin de 0,40).

8.4.4.3 Pertinence des indices de structure pour quantifier la sensibilité d'un paysage à l'agrégation

Zone d'échantillonnage 1 (montagne) (cf. Cartes 8, 9 et 10)

L'évolution des types lors de la première agrégation est peu marquée (cf. Figure 28). L'altération est plus forte au cours de l'agrégation de 50 à 200 mètres où les feuillus "diminuent" au profit des conifères et de la prairie, la tendance s'inverse pour une agrégation à 400 mètres où le type majoritaire feuillus augmente fortement. Les types ultra-minoritaires urbain et eau disparaissent pour une agrégation à 400 mètres.

L'entropie de Shannon H' évolue peu pour une agrégation à 100 mètres sur cette zone (cf. Figure 24), puis baisse légèrement pour une agrégation à 200 mètres et plus fortement pour une agrégation à 400 mètres : cela traduit bien l'évolution des types d'occupation du sol.

L'entropie ENT marque moins bien cette sensibilité de la proportion des types (cf. Figure 27).

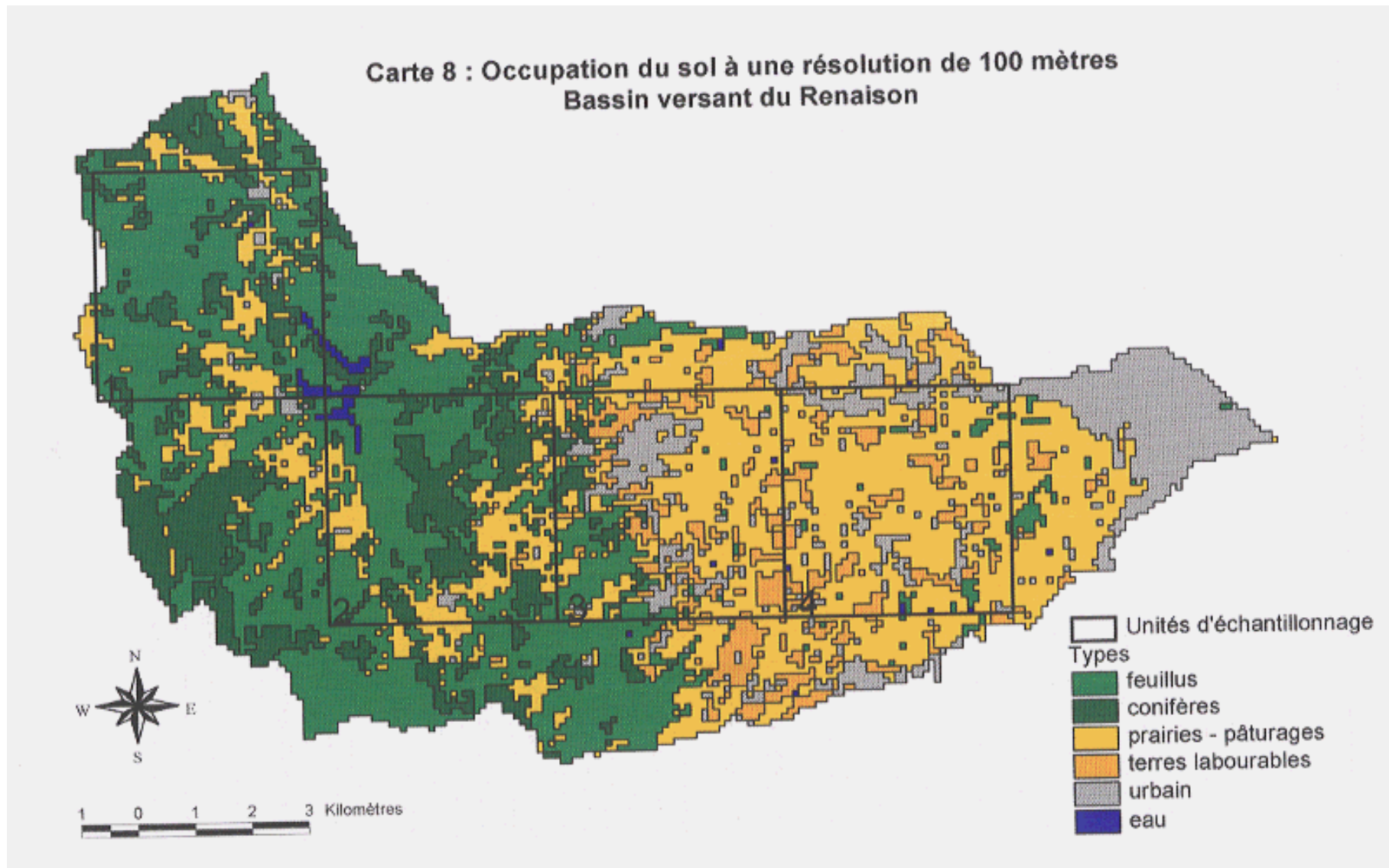
Les indices dérivés des deux précédents, respectivement dominance D (cf. Figure 25) et contagion C (cf. Figure 26), montrent les mêmes évolutions.

Zone d'échantillonnage 2 (montagne) (cf. Cartes 8, 9 et 10)

Le type majoritaire feuillus est particulièrement stable au cours de l'agrégation (cf. Figure 29). Les types conifères et prairies évoluent les uns aux dépens des autres pour une agrégation à 200 ou à 400 mètres. Les types ultra-minoritaires évoluent peu.

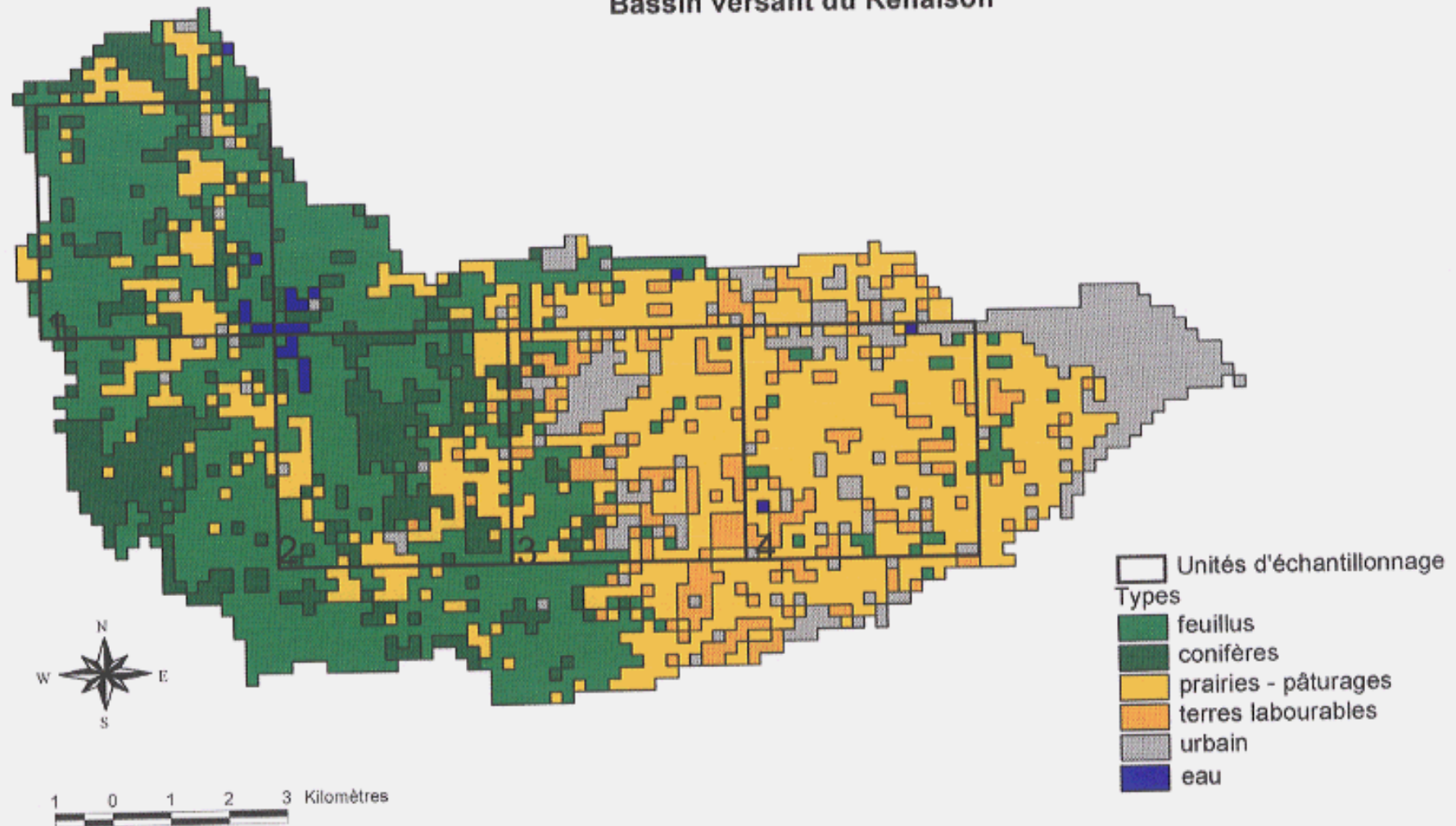
L'indice d'entropie H' est stable pour la première agrégation puis augmente ou diminue légèrement (cf. Figure 24), ceci s'explique par une forte stabilité des types de 50 à 100 mètres puis une variation des types minoritaires conifères et prairies.

L'indice ENT augmente régulièrement jusqu'à une agrégation à 200 mètres puis se stabilise sans que cela coïncide avec une évolution des types (cf. Figure 27).

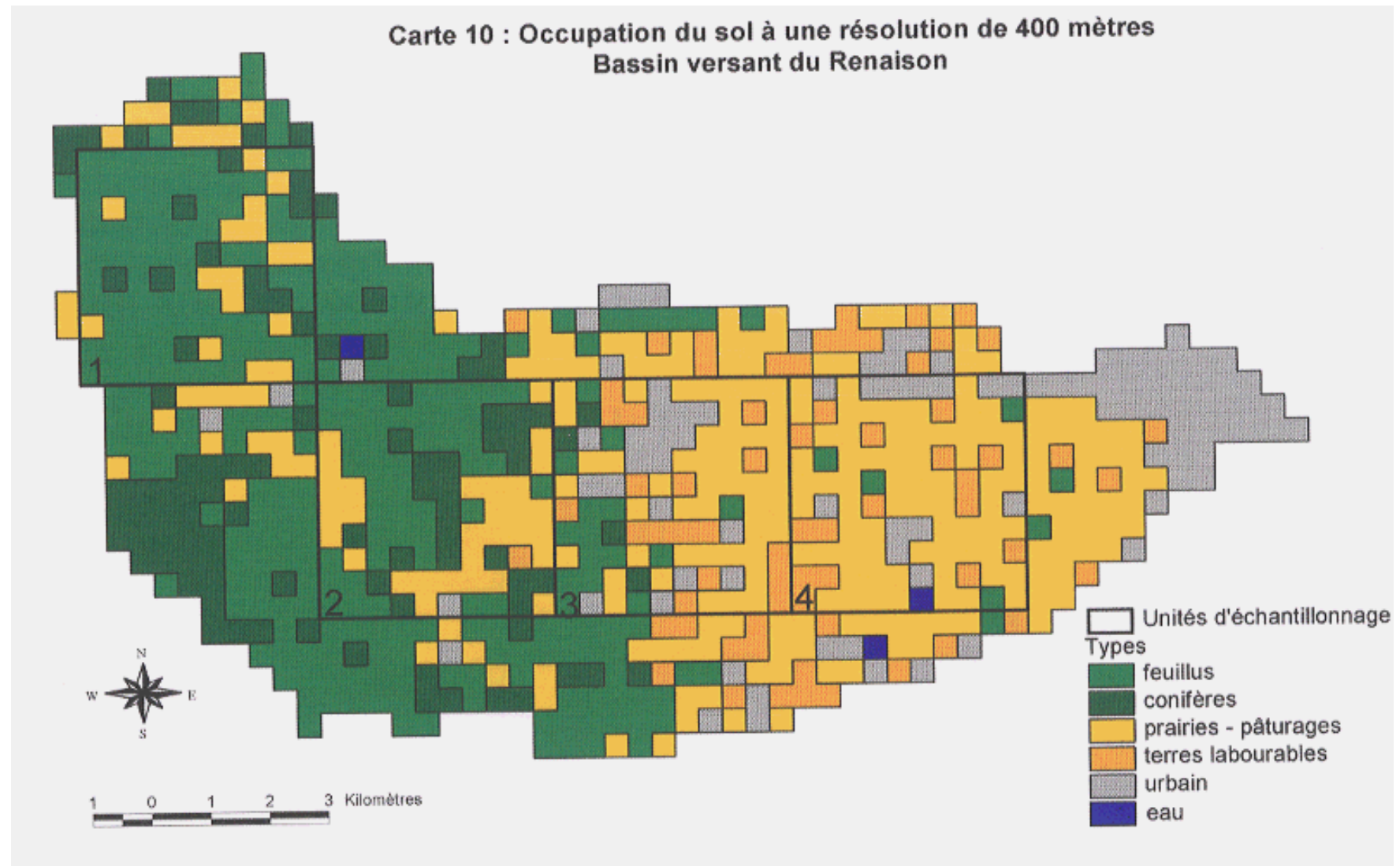


Carte 8 : Occupation du sol à une résolution de 100 mètres

Carte 9 : Occupation du sol à une résolution de 200 mètres
Bassin versant du Renaison



Carte 9 : Occupation du sol à une résolution de 200 mètres



Carte 10: Occupation du sol à une résolution de 400 mètres

Les indices de contagion C (cf. Figure 26) et de dominance D (cf. Figure 25) suivent une évolution semblable aux indices dont ils sont dérivés.

Zone d'échantillonnage 3 (région de transition) (cf. Carte 8, 9 et 10)

Les types évoluent très peu pour tous les niveaux d'agrégation (cf. Figure 30).

L'indice de Shannon H' est très stable pour toute agrégation (cf. Figure 24) ce qui est cohérent avec l'évolution des types.

Les trois autres indices ne représentent pas cette stabilité remarquable (cf. Figure 25, Figure 27 et Figure 26).

Zone d'échantillonnage 4 (plaine) (cf. Cartes 8, 9 et 10)

La variation des types (cf. Figure 31) est très faible pour une agrégation à 100 mètres, faible pour une agrégation à 200 mètres et légèrement plus élevée pour une agrégation à 400 mètres.

L'indice d'entropie H' augmente (cf. Figure 24), cet accroissement de diversité est dû à la substitution du type dominant prairie par des types minoritaires (feuillus, terres, urbain et eau). La croissance de l'entropie, comme sa décroissance, traduisent une dégradation des données initiales.

Les autres indices sont cohérents avec les évolutions observées (cf. Figure 25, Figure 27 et Figure 26).

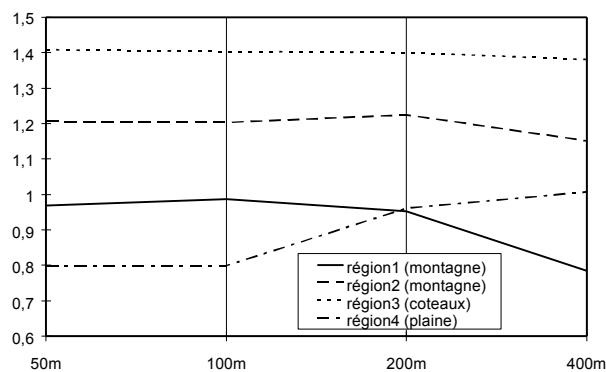


Figure 24 : variation de l'indice de Shannon H' en fonction de l'agrégation

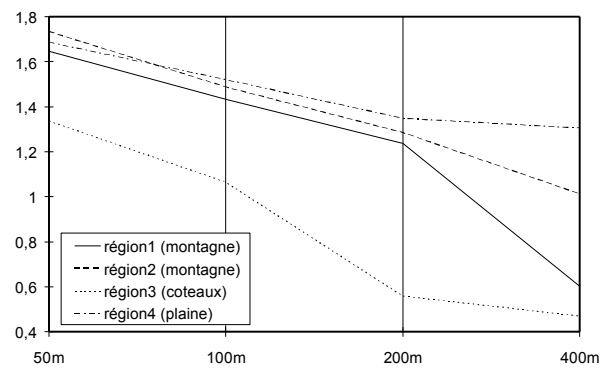


Figure 26 : variation de l'indice de contagion en fonction de l'agrégation

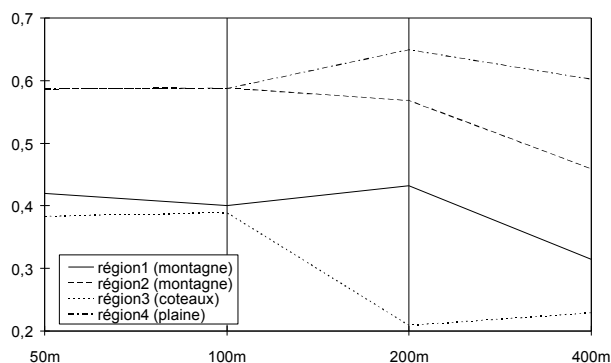


Figure 25 : variation de l'indice de dominance en fonction de l'agrégation

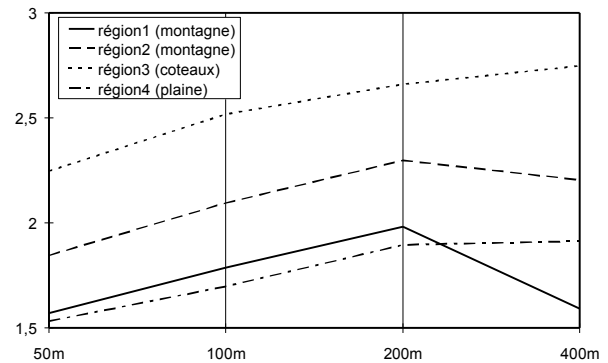


Figure 27 : variation de l'indice ENT en fonction de l'agrégation

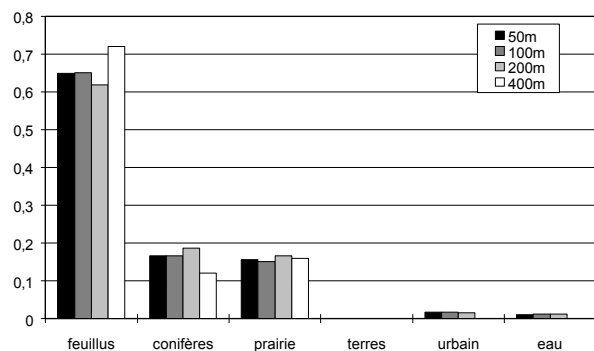


Figure 28 : variation de proportion des types en fonction de l'agrégation (région 1 : montagne)

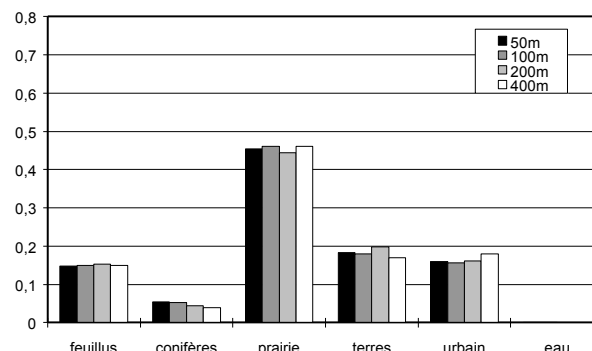


Figure 30 : variation de proportion des types en fonction de l'agrégation (région 3 : coteaux)

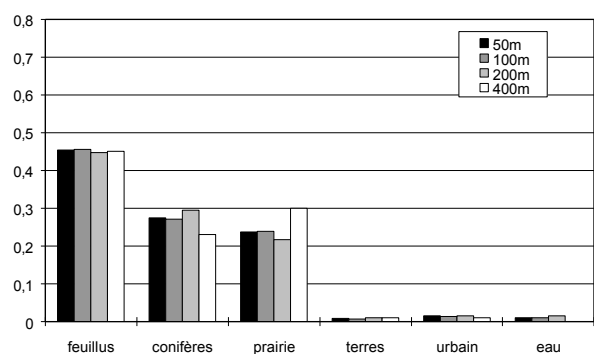


Figure 29 : variation de proportion des types en fonction de l'agrégation (région 2 : montagne)

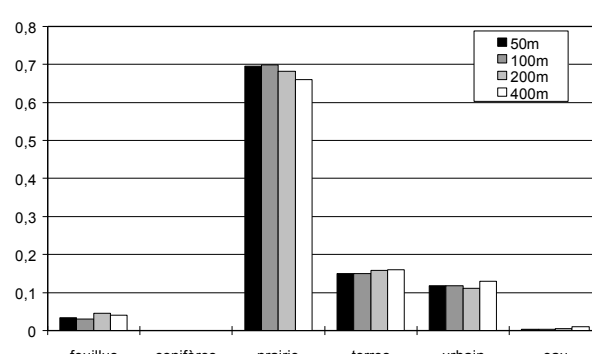


Figure 31 : variation de proportion des types en fonction de l'agrégation (région 4 : plaine)

Intérêt du coefficient A (cf. Figure 32)

Le coefficient A est inadapté à l'étude des données d'occupation du sol. Ses variations en fonction de l'agrégation ne correspondent pas aux évolutions des types.

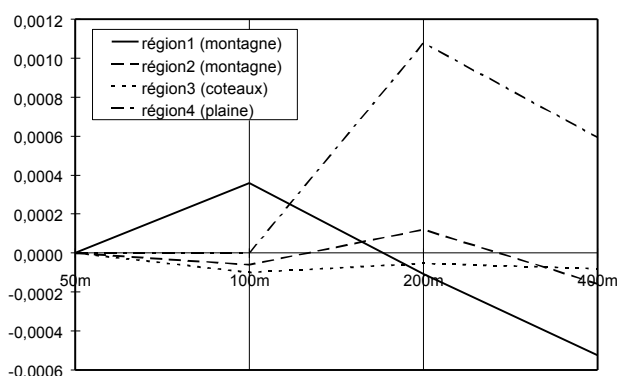


Figure 32 : coefficient A pour différents niveaux d'agrégation

8.4.4.4 Agrégation et processus localisés

Certains phénomènes ne se produisent qu'en des localisations déterminées. L'analyse de la perte d'information par agrégation à l'aide des indices structuraux doit alors distinguer uniquement les localisations où peuvent apparaître ces processus des autres. En effet, **les indices de structure comme l'entropie dépendent du nombre de classes**.

Cependant dans le cas où l'arrangement spatial des données (« motif structural ») a de l'importance, il est nécessaire de travailler à la résolution la plus fine. Par exemple, la cartographie du risque de pollution diffuse des cours d'eau à partir des terres labourables est fortement altérée si un pixel présentant un potentiel de pollution élevé et situé à proximité d'une rivière disparaît.

8.4.5 Adéquation des indices d'entropie à l'étude de la perte d'information lors de l'agrégation

L'intérêt de différents indices de structure spatiale a pu être évalué à la fois sur des données quantitatives et sur des données qualitatives. Il en ressort que :

- l'indice d'entropie H' donne des résultats cohérents avec l'amplitude de la perte d'information observée en terme de proportion des types pour des données nominales comme l'occupation du sol, en terme de grandeur dérivée de données quantitatives numériques comme la pente à partir de l'altimétrie. Avec des données quantitatives et une agrégation par la moyenne, l'entropie baisse dans tous les cas (lissage et uniformisation des données). Avec des données nominales, la méthode d'agrégation par le plus proche voisin peut entraîner aussi bien un accroissement qu'une baisse de l'entropie, du fait du caractère aléatoire du procédé d'agrégation.
- les indices d'entropie ENT, de dominance D et de contagion C sont d'un intérêt plus limité pour la problématique de quantification de la perte d'information au cours de l'agrégation comme cela a été vu avec les données du MNT. Ils doivent être plutôt utilisés pour caractériser la structure spatiale des données.
- le coefficient A est bien adapté pour quantifier l'altération des données quantitatives comme un MNT, mais inadéquat pour des données nominales, comme cela a été vu avec l'occupation du sol.

Par ailleurs, l'altération de l'information au cours de l'agrégation ne conduit pas forcément à une disparition des types minoritaires (contrairement aux conclusions des travaux de Turner et al. [Turner et al., 1989]). La **méthode d'agrégation** est ici déterminante. Le choix de la méthode dépend de la nature des données. Pour des données quantitatives, la moyenne est la méthode généralement la plus adaptée. Pour des données nominales, la méthode du "plus proche voisin" pourrait être remplacée par le mode. Un domaine de recherche intéressant serait justement d'explorer d'autres méthodes d'interpolation pour obtenir une agrégation plus réaliste sur des données nominales.

L'étude de l'entropie directement par l'indice de Shannon permet de quantifier la perte d'informations au cours de l'agrégation en terme de structure mais aussi en terme de proportion. De plus, la forme de la courbe de l'indice de Shannon en fonction de la résolution, permet de savoir si la résolution la plus fine utilisée exprime correctement la variabilité spatiale des données. En effet, si un palier n'apparaît pas avec des résolutions fines, cette résolution mérite d'être augmentée.

L'utilisation de cet indice a donc un intérêt économique dans le cadre de l'acquisition de données (le coût des données est souvent le goulot d'étranglement de toute étude fondée sur un SIG ou employant un modèle distribué). En révélant sur une zone d'échantillonnage quel est le seuil à partir duquel la résolution est suffisante, l'indice d'entropie permet d'**adapter l'acquisition des données** sur l'ensemble de la zone d'étude aux besoins en terme de résolution.

Mais, l'étude de l'entropie ne permet pas de résoudre les problèmes liés à la localisation exacte des données. Donc, **pour un modèle pleinement distribué, seule l'analyse de sensibilité peut exprimer la perte d'information qui n'est liée ni aux changements de proportion, ni à la structure spatiale mais à la localisation précise des données.**

8.4.6 Intérêt de l'indice d'entropie pour la discrétisation spatiale

En révélant une structure spatiale en fonction de la variabilité, l'indice d'entropie est utile pour reconnaître des ensembles géographiques présentant une variabilité similaire.

Le traitement du MNT du Renaison par analyse focale dans une fenêtre de voisinage carrée de 1250 mètres de côté (cf. paragraphe 8.2.2, p. 61) permet ainsi de distinguer nettement les unités morphologiques principales (cf. Carte 11) : d'une part la plaine avec un indice d'entropie H' inférieur à 2 et d'autre part la montagne avec un indice supérieur à 2 voire supérieur à 3 sur les zones au relief disséqué.

Le choix de la taille de la fenêtre de voisinage est important puisqu'une petite fenêtre fait plus facilement apparaître les zones de grande variabilité mais présente l'inconvénient de ne pas faire apparaître les grandes entités. Il est donc nécessaire, au cours de l'analyse, d'utiliser différentes tailles de fenêtres afin de retenir la plus significative.

8.4.7 Sensibilité de la variance à l'agrégation

La variance est une grandeur statistique classique qui exprime la variabilité des données, elle peut être estimée ainsi :

$$\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

avec : x_i élément de la population, $\bar{x}$ moyenne de x et n nombre d'éléments dans la population

Cette variance exprimant une diversité des données ne peut-elle pas être un indicateur de la perte d'information au cours de l'agrégation au même titre que l'entropie ? Avec un SIG raster, il est aisé de calculer l'écart-type des valeurs d'altitude par région d'échantillonnage. Les variances estimées sont représentées dans le Tableau 3. La Figure 33 exprime le rapport

entre la variance à une certaine résolution et la variance initiale à 50 mètres. L'altération de la variance indique un plateau jusqu'à 100 mètres sur lequel la perte de variabilité des données est faible. Mais cette Figure 33 ne permet pas de différencier le comportement des régions de plaines, de plateaux ou de vallées. Elle ne représente pas les différentes sensibilités des types de topographie à l'agrégation tels qu'ils sont observables lors du calcul des pentes (cf. paragraphe 3.4.3.4).

La variance des mêmes unités d'échantillonnage a été estimée non pas avec l'altitude brute mais avec l'altitude soustraite d'une surface de tendance d'ordre 1 (cf. Figure 34 et Annexe 5). Par ce moyen, les courbes de variance correspondent d'avantage à l'altération de l'estimation de la pente : faible dégradation sur les régions de plaine (pour une agrégation à 100 ou à 200 mètres), plus forte dégradation pour les régions au relief découpé. Mais la distinction entre le comportement des plateaux et celui des vallées n'est pas possible.

	50m	100m	200m	400m
région 1	6632	6595	6469	6066
région 2	66765	66621	66469	66310
région 3	6601	6524	6268	5657
région 4	22168	22106	21889	21261
région 5	103	102	99	94
région 6	97	97	95	91

Tableau 3 : Variance en fonction de l'agrégation

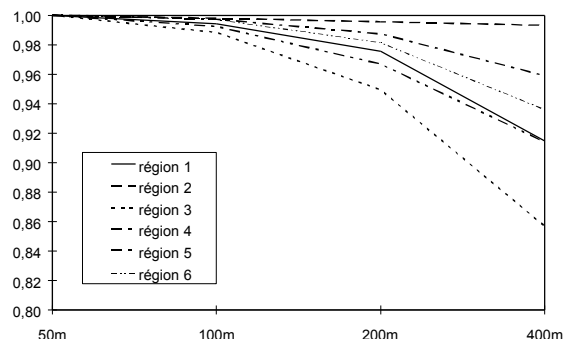


Figure 33 : sensibilité de la variance à l'agrégation du MNT

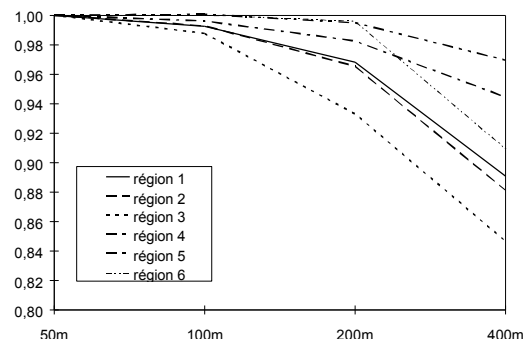


Figure 34 : sensibilité de la variance à l'agrégation du MNT (soustraction de la tendance régionale)

8.5 Conclusion sur l'intérêt des SIG dans une problématique de gestion intégrée des ressources en eau

Les SIG permettent d'intégrer la variabilité spatiale des données en gérant à la fois leur nature thématique et géo-référencée. Plus que de simples outils de stockage et d'affichage, ils offrent des possibilités d'**analyse spatiale** importante et permettent ainsi d'extraire les relations spatiales qui lient les phénomènes à l'échelle d'une unité hydrologique.

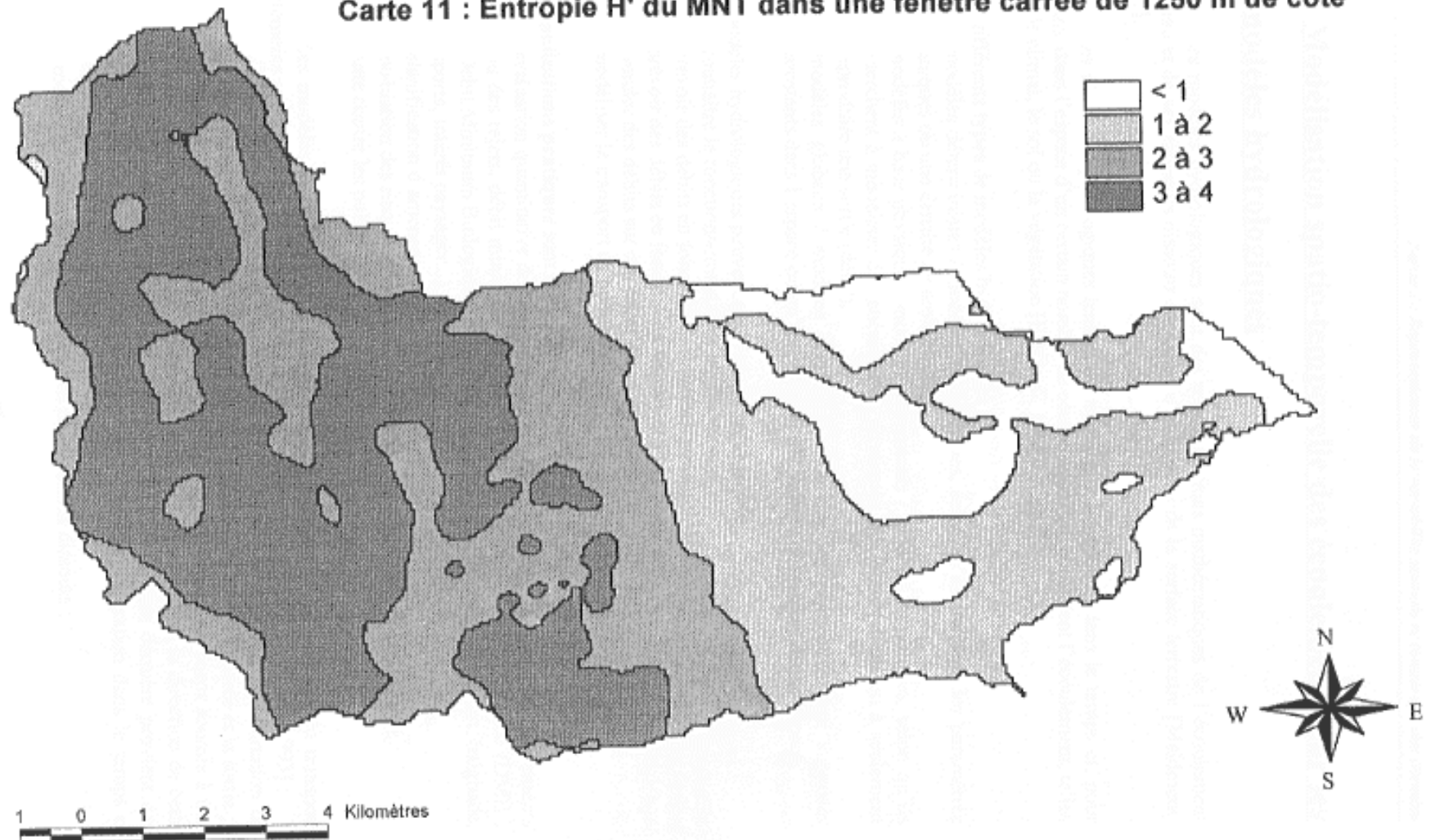
L'aménagement et la gestion intégrée d'un bassin versant ou d'une nappe souterraine ne peuvent plus être envisagés sans un SIG. Non seulement la **connaissance des phénomènes et des enjeux** le nécessite, mais de plus la **pérennité des données** (qui représentent un coût et des efforts importants pour les collecter) ne peut être assurée que par cette structure de gestion de données. Une analyse prospective et tendancielle des grands systèmes aquifères notamment, avec des temps de renouvellement de plusieurs années, imposeront de plus en plus cette notion de pérennité des données et de mises-à-jour.

Cependant, la manipulation de données géographiques pose des problèmes spécifiques d'erreur et de transfert d'erreur qu'il est nécessaire de prendre en compte pour évaluer la fiabilité des résultats d'un traitement.

Plus particulièrement, le choix d'une échelle des données doit être précédé d'une évaluation de la perte d'information afin d'éviter d'acquérir des données à une précision insuffisante (manque de fiabilité des résultats des traitements ultérieurs) ou à une précision trop forte (surcoût et volume des données). La méthode basée sur l'indice d'entropie est adaptée pour quantifier cette résolution optimale.

Mais le SIG ne constitue pas une solution unique, il bute sur la simulation temporelle lorsque le nombre d'incrémentations est élevé. D'autres outils ont pour but de représenter la variabilité temporelle et parfois spatiale des phénomènes hydrologiques et doivent être utilisés dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau : les modèles hydrologiques.

Carte 11 : Entropie H' du MNT dans une fenêtre carrée de 1250 m de côté



Carte 11 : Entropie du MNT dans une fenêtre de voisinage de 1250 m

9. Modélisation spatio-temporelle des écoulements par les modèles hydrologiques

Les modèles hydrologiques sont des représentations mathématiques de l'écoulement de l'eau et de ses éléments dissouts sur ou sous une partie de la surface terrestre [Maidment, 1993].

Les modèles hydrologiques tentent de représenter l'évolution dans le temps et, pour certains, dans l'espace d'un certain nombre de composantes qui contrôlent l'écoulement, telles que : le climat, le sol ou la végétation [El Khadi, 1989].

Il y a différents **types** de modèles hydrologiques :

- modèles déterministes / modèles stochastiques, selon qu'ils utilisent des paramètres uniques ou une densité de probabilité,
- modèles à base physique / modèles conceptuels / modèles empiriques, selon qu'ils cherchent à modéliser des phénomènes physiques, des observations ou à seulement reproduire une sortie (débit),
- modèles globaux / modèles distribués, selon que les paramètres sont supposés constants dans l'espace ou qu'ils prennent des valeurs différentes dans l'espace.

Les modèles hydrologiques peuvent avoir plusieurs **objectifs** :

- connaître le fonctionnement d'un bassin versant,
- prévoir des débits en fonction de scénarios météorologiques,
- prévoir des débits en fonction de scénarios d'aménagement,
- simuler des débits sur des cours d'eau non jaugés,
- modéliser le transport de polluants.

Les **applications pratiques** sont nombreuses :

- évaluation quantitative des ressources en eau (débit d'étiage...) pour des prélèvements ou des rejets, débit minimum réservé pour la survie de la faune aquatique (DMB : Débit Minimum Biologique) et pour les usages non consommatifs (transport, baignade, sports, intérêt paysager...),
- planification d'aménagements,
- évaluation des risques d'inondation (débit de crue de retour 5 ans, 10 ans...),
- lutte contre les pollutions.

Les modèles hydrologiques à base physique d'écoulement de l'eau et du transport d'éléments sont basés sur quelques principes physiques fondamentaux [Maidment, 1993] :

- conservation de la masse : exprimée par l'équation de continuité, la variation de stockage dans un système est égale à la différence des flux entre l'entrée et la sortie ;
- conservation de la quantité de mouvement (loi de Newton) : un corps soumis à une force extérieure est accéléré en proportion de l'intensité et dans la direction de cette force, exprimée par l'équation de l'onde cinématique ;
- processus intervenant dans le transport de la matière dissoute :
 - . convection : la particule suit un mouvement de piston,

- . dispersion : étalement de l'élément lié aux variations des vitesses des lignes de courant,
- . diffusion moléculaire : mouvement thermique étalant dans le temps et dans l'espace le nuage de polluant,
- . dégradation microbiologique, adsorption, réactions chimiques tendant à ralentir le déplacement ou à réduire la quantité des éléments contenus dans l'eau.

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.

Dans le cadre de la problématique SAGE, nous avons étudié deux modèles hydrologiques sur la base de leur adéquation à la gestion de bassins versants. Ces deux modèles seront testés en troisième partie sur le bassin du Renaison.

Le premier modèle, nommé GR3, est un modèle dit "global" car il conçoit le bassin versant comme une unité : le bassin n'est pas discrétisé. Les phénomènes hydrologiques sont supposés homogènes dans l'espace ou plutôt les hétérogénéités spatiales, responsables de la forme de la réponse, sont ignorées dans la modélisation. Les valeurs des variables distribuées comme l'évapotranspiration, par exemple, sont représentées par leur moyenne à l'échelle du bassin. Ce modèle a été conçu par le Cemagref [Edijatno et Michel, 1989].

Le second modèle est un modèle conceptuel semi-distribué : TOPMODEL. Ses auteurs (Beven et Kirkby, à l'origine) ont observé que la distribution de certaines variables hydrologiques conditionne les quantités écoulées et leur développement temporel. C'est un modèle semi-distribué et non pleinement distribué car :

- si certaines variables sont spatialisées (par exemple, la pente topographique) d'autres demeurent globales (par exemple, la transmissivité du sol),
- la variabilité spatiale est exprimée par des classes de fréquence : la structure spatiale n'est pas intégrée dans le modèle lui-même.

Ce modèle est présenté en Annexe 6.

Modèles distribués à base physique ou modèles globaux ?

Un certain nombre de faiblesses ont été reprochées aux modèles globaux [Abbott et al., 1986a] : besoin de longues séries d'entrées pour leur calibration, difficulté de prévoir les effets d'un changement de l'occupation du sol, non prise en compte explicite de la topographie ou des sols... C'est pour ces différentes raisons que les modèles à base physique connaissent un fort développement depuis une dizaine d'années.

Dans un modèle à base physique, il est possible de tenir compte de la distribution spatiale des variables. La discrétisation de l'espace est effectuée par un maillage régulier en général carré (modèles aux différences finies) ou irrégulier de l'espace (modèles aux éléments finis) ; certains modèles, comme MODLAC, opèrent avec un maillage carré irrégulier [Girard, 1992]. Le paramètre physique (perméabilité, humidité du sol, type de végétation...) peut être représenté par une valeur différente dans chaque maille. Le modèle NEWSAM, de l'Ecole des Mines de Paris, permet de simuler les écoulements souterrains en zone saturée dans des aquifères multicouches [Ledoux, 1992], c'est un modèle aux différences finies avec des mailles carrées de taille variable. NEWSAM peut être couplé avec un autre modèle prenant en charge

le bilan hydrique ou l'écoulement de surface : MODSUR. Ceci permet de modéliser les échanges eaux de surface - eaux souterraines [Ledoux et al., 1984].

Cependant, Beven a mis en garde les hydrologues contre les illusions entraînées par le développement des modèles à base physique [Beven, 1989, 1993]. En effet, l'hétérogénéité du monde réel ne peut être qu'estimée, la réalité physique des équations n'est valable qu'en laboratoire et **le passage au terrain souffre de la grande variabilité spatiale des données**. La taille de discrétisation de l'espace est en elle-même une globalisation puisque l'on considère que les paramètres à l'intérieur d'une maille sont homogènes. Cependant, les paramètres sont distribués différemment selon l'échelle, ainsi les macropores ne sont pas prises en compte dans les essais de laboratoire mais jouent un rôle fondamental dans l'écoulement en terrain naturel et sont distribués de façon très hétérogène dans l'espace [Chevallier et Planchon, 1993]. **L'un des problèmes est de savoir si les équations physiques établies en laboratoire sont valables à l'échelle de la maille de discrétisation et s'il est possible de transférer l'information contenue dans une mesure ponctuelle à l'échelle d'une maille.**

Par ailleurs, le fait qu'une simulation donne des résultats proches de la réalité pour un événement particulier n'est une preuve ni de la validité des équations mises en jeu, ni d'un calage bien adapté à la réalité. Il faut que le modèle produise toujours de bons résultats (c'est-à-dire proches de la réalité) si l'on change les valeurs des données d'entrée, en l'occurrence les séries temporelles météorologiques.

Beven note que les insuffisances de la modélisation globale ne sont pas plus surmontées par les modèles à base physique car la globalisation se fait à l'échelle de la maille au lieu du bassin versant. Pour les modèles empiriques comme pour les modèles à base physique subsistent toujours les problèmes suivants [Beven, 1989] :

- les équations ne sont qu'une simplification de la réalité, 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,
- il y a danger de sur-paramétrisation car trois à cinq paramètres suffisent en général pour reproduire l'essentiel de l'information souhaitée,
- 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.

Beven souligne que les études sur les effets de la variabilité spatiale ont révélé qu'il n'est pas possible de définir une valeur de paramètre consistante à différentes **échelles spatiales** [Beven, 1989]. Une seule valeur de paramètre ne peut pas représenter les hétérogénéités des réponses (surfaces de ruissellement de quelques mètres carrés au sein d'une surface d'infiltration de 1000 mètres carrés, par exemple). D'ailleurs, la plupart du temps, le modélisateur ne dispose pas de ces mesures. Il estime souvent ces valeurs à partir d'autres critères physiques, par exemple, la texture du sol pour estimer sa perméabilité. Mais les risques d'incertitudes sont alors très grands. Chevallier a décrit la complexité des chemins d'écoulement sur un bassin versant expérimental de savane humide [Chevallier, 1988] : ruissellement hortonien, ruissellement à partir de surfaces de contribution par remontée de nappe souterraine, écoulement hypodermique et écoulement de base en rivière alimenté par les nappes aquifères se combinent sur un bassin versant pourtant de petite taille (1,36 km²). La complexité des phénomènes réels dans l'espace et dans le temps ne peut être qu'approchée car

tout modèle conduit à des simplifications importantes, il est difficile de représenter tous ces types d'écoulements.

Les équations validées ponctuellement ne peuvent pas être utilisées à l'échelle des mailles, il est nécessaire de trouver des équations qui tiennent compte de ces hétérogénéités.

Le **problème du surnombre de paramètres** est encore beaucoup plus grand sur les modèles à base physique car le nombre de valeurs possibles est multiplié par le nombre de mailles [Beven, 1989] : le modèle SHE sur le bassin versant du Wye en Angleterre présente ainsi 2400 valeurs de paramètres [Abbott et al., 1986a et 1986b] ! Hormis le problème de la mesure, comment optimiser la valeur de ces paramètres ? En effet, plus le nombre de paramètres est élevé plus le calage devient difficile. Mais de plus, les paramètres physiques présentent des interactions. Par exemple, la perméabilité est liée à la porosité et donc à la réserve : lors de la modélisation, l'erreur d'estimation de l'un peut compenser l'erreur d'estimation de l'autre. Cette source d'erreur peut être surmontée en mesurant les variables d'état (niveau piézométrique, humidité du sol...) pour la calibration, mais se pose alors à nouveau le problème du report d'une valeur mesurée en un point à une maille de plusieurs centaines ou milliers de mètres carrés.

Beven conclut que l'estimation de paramètres, même si elle est à base physique, donne des résultats trompeurs [Beven, 1989].

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 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].

Pour Beven, les futurs développements des modèles à base physique doivent intégrer les besoins [Beven, 1989] :

- d'une théorie de globalisation des processus inférieurs à l'échelle de la maille,
- d'une plus forte correspondance en terme d'échelle entre les prédictions et les mesures,
- d'une meilleure quantification de l'incertitude dans les prédictions.

La consistance des modèles à base physique doit être améliorée par des mesures. Mais cela pose le problème de la densité et de la fiabilité des mesures.

La télédétection pourrait être une voie d'ouverture, complémentaire aux données de terrain, pour la prise en compte de la distribution spatiale des données pour la modélisation. En effet, la télédétection est une des rares sources de données aréales. Et, comme Klemes l'a remarqué [Klemes, 1986] : « la recherche de nouvelles méthodes de mesure qui tiennent compte de la distribution surfacique des variables hydrologiques telles que la précipitation, l'évapotranspiration et l'humidité du sol serait un bien meilleur investissement pour

l'hydrologie qu'une poursuite de l'extraction d'une information inexistante à partir de quelques rares points de mesure ».

Mais, l'identification des éléments hydrologiques pertinents demeure encore bien souvent du domaine de la recherche en télédétection. La télédétection par radar constitue une voie pleine d'espoirs puisqu'elle seule peut mesurer directement une variable hydrologique : l'humidité du sol.

Grayson et al. estiment qu'un changement fondamental est nécessaire dans ce qu'on attend d'un modèle [Grayson et al., 1993]. **Plus que la recherche d'une quantification précise, un modèle hydrologique doit fournir une connaissance spatiale qualitative des phénomènes hydrologiques.** Pour la prise de décision, ce genre d'information par exemple sur la présence de zones saturées ou de concentrations d'écoulement, est aussi pertinent qu'une quantification imprécise. Cette approche a été utilisée lorsque nous avons présenté les méthodologies d'analyse spatiale et c'est celle que nous allons développer dans la troisième partie.

9.1 Modélisation hydrologique globale : GR3

Un modèle global bien adapté à la problématique des SAGE est le modèle GR3 du Cemagref [Edijatno et Michel, 1989]. En effet, ce modèle a déjà largement été utilisé en région tempérée [Edijatno et Michel, 1989] et tropicale [Dezetter, 1991]. Sa simplicité en fait un modèle adapté à une simulation des ressources en eau sur des bassins versants peu ou non jaugés. Il a d'ailleurs été choisi par l'ORSTOM pour l'évaluation des ressources en eau des différentes régions climatiques de la Côte d'Ivoire lors du programme ERREAU [Dezetter, 1991].

C'est un modèle déterministe à deux réservoirs et un hydrogramme unitaire [Dezetter, 1991] (cf. Figure 35) :

- réservoir du sol soumis à l'évapotranspiration, contrôlant la fonction de production,
- hydrogramme unitaire propageant les débits des pluies nettes provenant du réservoir sol dans le réservoir eau-gravitaire,
- réservoir de l'eau gravitaire alimentant en sortie le débit de la rivière par une vidange de type quadratique, contrôlant la fonction de transfert.

Réservoir Sol

Ce réservoir est caractérisé par une capacité A (premier paramètre du modèle GR3). La fraction k (cf. Figure 35) représente le remplissage du réservoir et son carré détermine la fraction de la pluie nette qui alimente le réservoir Eau Gravitaire par l'intermédiaire de l'hydrogramme unitaire.

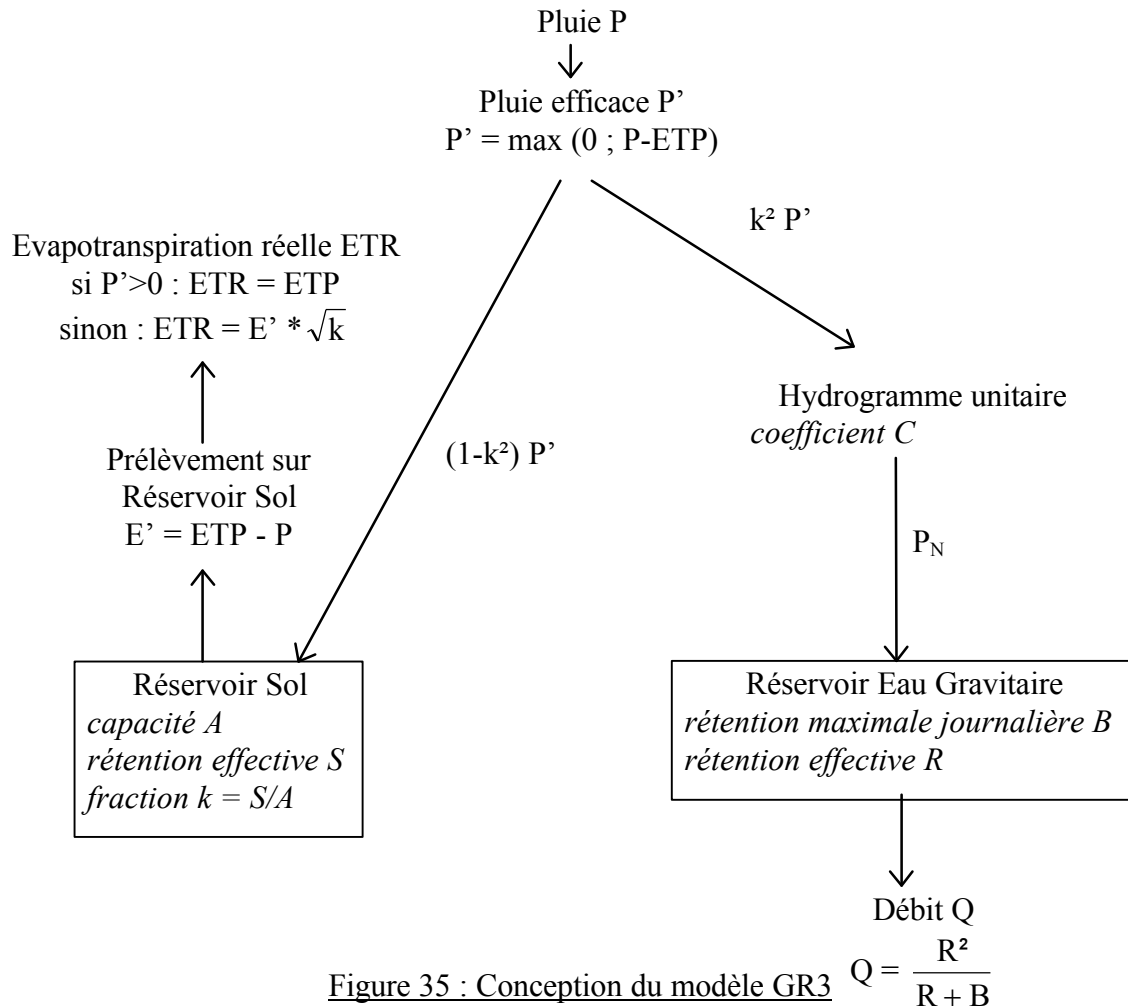


Figure 35 : Conception du modèle GR3

Réservoir Eau Gravitaire

Ce réservoir est caractérisé par une capacité maximale de rétention journalière B (second paramètre de GR3). La vidange de ce réservoir est responsable du débit du cours d'eau selon la relation suivante :

$$Q = \frac{R^2}{R + B}$$

Cette relation permet de bien représenter les décrues.

Hydrogramme unitaire

La relation précédente ne permet pas de modéliser les montées de crue, elle est complétée par l'ajout d'un hydrogramme unitaire en amont de ce réservoir d'eau gravitaire. L'hydrogramme répartit l'écoulement sur plusieurs pas de temps. Il est caractérisé par un paramètre C (troisième paramètre de GR3).

Ce paramètre C est utilisé pour calculer un coefficient de partage sur 7 jours de coefficient de partage journalier C_p tel que :

$$\begin{cases} C_{p(i)} = C * i^2 \\ \sum_{i=1}^7 C_{p(i)} = 1 \end{cases} \quad (\text{avec } i : \text{rang du jour par rapport à la précipitation})$$

d'où l'entrée nette P_N du jour j dans le réservoir d'eau gravitaire :

$$P_N = \sum_{i=1}^7 C_{p(i)} * P'_{(j+1-i)}$$

Plus C est élevé, plus le transfert est rapide.

GR3 présente ainsi :

- trois paramètres de calage : A , B et C ;
- deux paramètres d'initialisation : k_0 et Q_0 .

Le logiciel EMILE

EMILE est un système qui groupe trois modèles : CREC, GR3 et MODGLO. Il a été conçu par Dezetter à l'ORSTOM de Côte d'Ivoire [Dezetter, 1991]. Ce logiciel offre l'avantage à la fois d'une simplicité d'utilisation et d'une grande clarté dans le choix des critères d'optimisation et des résultats des simulations.

Il est possible d'effectuer un calage manuel (détermination de la valeur des paramètres par l'utilisateur) ou automatique (détermination de la valeur des paramètres par optimisation d'un critère selon la méthode de Rosenbrock [Rosenbrock, 1960]).

Les critères d'optimisation sont laissés au choix de l'utilisateur selon ses objectifs. Ils sont au nombre de trois dans la version d'EMILE utilisée (Nash, CREC, Somme des Carrés des Ecartés). Les objectifs de l'utilisateur peuvent être variés : reconstituer au mieux les débits de crue (prévention des risques d'inondation), ou à l'inverse des débits d'étiage (débit minimum réservé, dilution des rejets dans un cours d'eau, débit de prise en rivière...), représenter le comportement moyen des écoulements durant l'année (évaluation de la ressource annuelle)...

9.2 Modélisation hydrologique semi-distribuée : TOPMODEL

TOPMODEL est un modèle non linéaire pour simuler les réponses lentes et rapides sur un bassin versant et le transfert dans le réseau hydrographique [Beven et al., 1995].

TOPMODEL prend en compte **deux principales composantes d'écoulement** :

- écoulement en nappe souterraine qui alimente les cours d'eau par drainage latéral,
- écoulement superficiel par saturation du sol sur les zones où la nappe atteint la surface du sol.

TOPMODEL est un modèle hydrologique **semi-distribué** car certains paramètres sont distribués dans l'espace comme la pente topographique et la surface amont drainée, d'autres sont considérés globalement notamment les propriétés hydrauliques des sols (transmissivité, réserve hydrique du sol, évapotranspiration potentielle...) et les précipitations. Les paramètres

spatialement distribués servent à calculer des **classes de similarité hydrologique**. Ces classes de similarité correspondent à des zones géographiques présentant un comportement hydrologique identique : leur état de saturation est similaire et dépend uniquement de la situation météorologique.

TOPMODEL est un **modèle conceptuel** : l'écoulement est modélisé par une série de réservoirs qui se remplissent et se vident avec une certaine dynamique. Ce modèle est donc plus sensible à la taille des éléments de stockage (réservoir de la zone racinaire ou Réserve Facilement Utilisable, de la zone non-saturée, de la zone saturée) qu'aux conditions initiales ou qu'aux valeurs "physiques" (rugosité du lit, perméabilité...) comme c'est le cas de modèles "à base physique" [Bruneau et al., 1995].

TOPMODEL repose sur 2 hypothèses de base :

- les dynamiques de la zone saturée peuvent être approchées par des représentations d'états permanents successifs,
- le gradient piézométrique peut être approché par la pente topographique locale, $\tan\beta$.

Ceci conduit à une relation entre le déficit de stockage en eau du bassin versant et les niveaux locaux de la nappe souterraine dont le facteur principal est l'**indice topographique** de Kirkby :

$$\ln(a / \tan\beta)$$

avec a : surface totale drainée par une localisation

$\tan\beta$: pente topographique.

Cet indice représente la propension de chaque point du bassin versant à générer une saturation. Des valeurs élevées de cet indice correspondent soit à une surface amont importante, soit à de faibles pentes.

Les phénomènes d'écoulement rapide par ruissellement sont générés dans TOPMODEL par les « **surfaces de contribution** ». Les surfaces de contribution tiennent compte de la variation spatiale du ruissellement sur un bassin versant. Ce sont des zones temporairement saturées. Ce concept est tout d'abord apparu avec Cappus [Cappus, 1960], puis a été lié à la topographie par Beven et Kirkby [Beven et Kirkby, 1979].

Ce modèle est présenté de manière plus exhaustive en Annexe 6.

Intérêt de TOPMODEL dans la problématique des SAGE

Un modèle hydrologique semi-distribué offre l'avantage de prendre en compte la variabilité spatiale de certains paramètres.

Ses auteurs lui ont fixé comme objectifs [Beven et al., 1995] :

- d'être un modèle de prédiction pragmatique en simulation continue,
- d'être un cadre théorique à l'intérieur duquel les processus hydrologiques perçus peuvent être analysés.

Nous avons choisi ce modèle car il fait intervenir la topographie dans le calcul de l'écoulement. La topographie est un bon indicateur des potentiels gravitaires contrôlant

l'écoulement sur des bassins versants où la réponse est déterminée par des processus hydrologiques de surface ou proches de la surface [Quinn et al., 1991].

Sur l'amont du bassin versant du Renaison, l'écoulement doit être contrôlé en grande partie par une topographie très accidentée qui détermine des versants peu saturés et des fonds de vallée et des surfaces sommitales aplanies saturées. L'absence de mesure de débit n'a pas permis de simuler les écoulements en plaine (absence de calage), TOPMODEL aurait été a priori moins adapté à cette zone de plaine où l'incertitude sur les sens d'écoulement est plus forte (le paramètre α , superficie drainée à l'amont, est déterminé par les sens d'écoulement) et où les fortes hétérogénéités pédologiques ne peuvent pas être représentées par ce modèle qui considère la transmissivité des sols constante.

Par ailleurs, ce modèle présente un avantage certain : il est économe en paramètres. En effet, des modèles plus complexes souffrent des problèmes de calibration et de propagation des erreurs lors des traitements. Plus le nombre de paramètres est élevé, plus les erreurs risquent de se cumuler [Beven, 1989].

Par ailleurs, TOPMODEL est un modèle qui a déjà fait ses preuves sur de nombreux secteurs d'Europe Occidentale et d'Amérique du Nord. Beven et Kirkby ont commencé à le développer à la fin des années 70. TOPMODEL a été testé avec succès sur des bassins versants :

- de la zone tempérée humide : en Grande-Bretagne [Beven et al., 1984], en Suisse [Jordan, 1992], en Bretagne [Merot et Bruneau, 1993], en Nouvelle-Zélande [Beven, 1993],
- de la zone tempérée continentale : Kansas [Wood et al., 1988 et 1990],
- de la zone méditerranéenne : Massif des Maures [Wendling, 1992], Cévennes [Durand et al., 1992] et [Sempere-Torres, 1990].

9.2.1 Domaine de validité

Troch et al. ont comparé TOPMODEL avec des mesures de terrain et le résultat de modèles aux éléments finis (équation de Richards en trois dimensions) : ils ont trouvé une assez bonne corrélation entre les différents résultats de débit [Troch et al., 1993].

D'autres auteurs se sont intéressés à l'aptitude de TOPMODEL à cartographier l'humidité du sol ou le niveau de la nappe souterraine à partir de l'indice de Beven. Moore et al. ont trouvé une bonne corrélation entre l'indice de Beven et des mesures d'humidité du sol [Moore et al., 1993]. Mais, Ladson et Moore ont obtenu au contraire une mauvaise corrélation entre les surfaces de contribution et les données issues de la télédétection [Ladson et Moore, 1992]. Beven et al. en concluent que l'humidité du sol est moins bien représentée par le modèle que le niveau de la nappe souterraine [Beven et al., 1995].

Lepistö obtient une bonne correspondance cartographique des zones humides et des surfaces de contribution estimées par TOPMODEL sur un bassin versant finlandais [Lepistö, 1994]. Merot et al. obtiennent une bonne corrélation entre les sols hydromorphes (saturés en eau) et les surfaces de contribution simulées [Merot et al., 1995]. La cartographie de l'hydromorphie à partir de TOPMODEL donne de meilleurs résultats pour une hydromorphie causée par une position en fond de vallée que pour une hydromorphie de plateau due à un horizon pédologique imperméable à faible profondeur.

Dans une étude réalisée en savane humide, les surfaces de contribution observées ne correspondent pas spatialement aux classes d'indices topographique [Chevallier et Planchon, 1993].

Burt et Butcher ont obtenu une mauvaise corrélation entre l'indice topographique et la profondeur de la nappe sur les secteurs ayant une nappe profonde [Burt et Butcher, 1986].

De bonnes corrélations peuvent être trouvées à certaines périodes de l'année et de moins bonnes à d'autres [Beven et al., 1995] et [Jordan, 1992], ce qui pourrait être lié, selon nous, à l'hypothèse d'une nappe souterraine de gradient proche du gradient topographique. En effet, cette hypothèse est valable sur des sols présentant un plancher imperméable parallèle à la surface topographique (socle altéré, terrains sédimentaires argileux ou argilo-sableux), or les nappes souterraines en milieu plus perméable (alluvions gravelo-sableuses) ou en milieu fissuré (calcaires karstiques) présentent rarement une piézométrie parallèle à la surface topographique [Laurent et al., 1995] et l'indice topographique y est donc d'un intérêt beaucoup plus restreint. Par ailleurs, les nappes parallèles à la surface topographique peuvent n'apparaître qu'en période humide comme semblent le confirmer le fait que les auteurs de TOPMODEL obtiennent de meilleurs résultats en hiver qu'en été sur le bassin versant de Slapton Wood [Beven et al., 1995].

Quinn et al. ont souligné que l'hypothèse de détermination des chemins d'écoulement par la topographie et l'hypothèse de vitesses d'écoulement souterrain proportionnelles au gradient topographique ne sont pas toujours vraies comme le prouve l'étude hydrologique détaillée du bassin versant du Booro-Borotou [Quinn et al., 1991]. Ces auteurs proposent d'adapter TOPMODEL grâce à une connaissance hydrologique du terrain en définissant un "niveau de référence" pour lequel est estimé l'écart entre la nappe souterraine et la topographie [Quinn et al., 1991]. Le calcul de l'indice $\ln(a/\tan b)$ est alors effectué sur ce niveau de référence qui sert de plus à estimer l'épaisseur de la zone non-saturée et ainsi à améliorer la prise en compte de la dynamique liée à cette variable.

L'emploi de TOPMODEL doit être contrôlé par une analyse du contexte géologique et hydrogéologique car certains terrains ne confirment pas l'hypothèse de base d'une nappe souterraine parallèle à la surface topographique.

En ce qui concerne notre terrain d'étude, les Monts de la Madeleine et l'ouest de la Plaine roannaise, l'hypothèse d'une nappe souterraine dont le gradient est parallèle à celui de la surface topographique paraît réaliste. En effet, nous sommes en présence dans les Monts de la Madeleine, d'un socle altéré en arènes sablo-argileuses contenant des nappes peu profondes et contrôlées par la topographie. La Plaine roannaise, hormis les alluvions récentes du lit majeur des rivières, est formée principalement de sols présentant un profil de lessivage avec une accumulation d'argiles entre 40 centimètres et 1,20 mètre : planosols et sols bruns hydromorphes (cf. paragraphe 2.3).

Cependant, ce modèle ne prend pas en compte un phénomène qui peut être important sur des bassins versants de montagne : la rétention glacio-nivale. Les résultats sur le Renaison présenteront donc certaines lacunes à ce niveau puisque les sommets du bassin versant dépassent 1000 mètres et qu'un manteau neigeux y est souvent présent durant plusieurs semaines.

Sensibilité des paramètres à la résolution du MNT et au pas de temps

Bruneau et al. ont étudié la variation de la valeur optimisée de chaque paramètre de TOPMODEL en fonction de la résolution spatiale et du pas de temps [Bruneau et al., 1995]. Ils en concluent que m est peu sensible mais que par contre SR_{max} et K_0 (paramètre représentant la perméabilité du sol à saturation au lieu de la transmissivité du sol à saturation, T_0) varient plus nettement (cf. Annexe 6 pour la présentation de ces paramètres). Ces deux paramètres ne peuvent être extrapolés ou comparés que pour les mêmes pas de temps et d'espace. Nous étudierons en troisième partie la sensibilité de TOPMODEL à l'agrégation des données spatiales (cf. paragraphe 12.1.2.3).

Le pas de temps journalier donne des résultats beaucoup moins fiables que des pas de temps inférieurs. Les surfaces de contribution calculées à partir d'un pas de temps supérieur à huit heures sont jugées peu consistantes par les auteurs de l'étude. Les débits dont nous disposons sont des débits journaliers, nous n'avons donc pas pu tester cette sensibilité au pas de temps la zone d'étude.

9.2.2 Similarité hydrologique

La réponse d'un bassin versant dépend de :

- la distribution spatiale de l'indice topographique $\ln(a/\tan\beta)$,
- la série d'entrées (variabilité temporelle des précipitations et de l'évapotranspiration) : une série d'entrées est composée d'une succession de valeurs à chaque pas de temps représentant l'évolution d'une variable temporelle,
- les paramètres de calage.

Les auteurs du modèle parlent de similarité hydrologique des mailles possédant une même valeur de l'indice topographique.

A grande échelle, **l'arrangement spatial** de la variabilité a de l'importance mais à petite échelle, cet arrangement peut être négligé en supposant que la variabilité du sol, de la topographie et de la végétation puisse être représentée par une fonction de distribution statistique (Beven et al., 1995). Cette simplification n'est valide qu'au delà d'une certaine surface des mailles définie comme : Representative Elementary Area (REA) par Wood et al. [Wood et al., 1988 et 1990]. Sur la zone d'étude de Wood et al. (Kansas), ce REA est proche de 1 km².

Au delà de cette surface minimum, il est donc possible de s'abstraire de la valeur d'indice que prend chaque maille du bassin versant. Il suffit de construire des classes de valeur de cet indice auxquelles correspondent des surfaces relatives. Ceci allège considérablement le calcul sans réduire la qualité des résultats. **L'état de saturation peut être cartographié en sortie en fonction des classes de valeur de l'indice topographique.**

Ainsi, dans TOPMODEL, la distribution spatiale de l'état de saturation du sol dépend uniquement de l'indice topographique (transmissivité T_0 et paramètre m étant supposés constants dans l'espace). **Toutes les mailles du bassin versant ayant une même valeur**

d'indice topographique présenteront, à un instant donné, le même état de saturation S_i [Wendling, 1992].

9.3 Intérêt de TOPMODEL et de GR3 dans une problématique de gestion intégrée des ressources en eau

Le modèle GR3, est testé en troisième partie sur le Renaison. Bien que sa base conceptuelle (deux réservoirs et une fonction de retard) permettent de bien reproduire les écoulements, le caractère global des paramètres limite leur réalisme physique et donc la fiabilité de la régionalisation, pour la même raison, l'impact d'un aménagement ou d'une modification du couvert végétal ne peut pas être pris en compte autrement que par une moyenne. Ce dernier point ne permet donc pas de simuler correctement des scénarios alors que leur nécessité est soulignée dans les SAGE. Par ailleurs le caractère empirique des valeurs de paramètres les rend particulièrement sensibles à la période de calage : il est par exemple difficile d'estimer les écoulements en période exceptionnellement sèche si le modèle a été calé sur une période de pluviométrie normale.

TOPMODEL a l'avantage d'utiliser un paramètre plus physique, la topographie, et de tenir compte de sa distribution spatiale. Ainsi, le modèle est moins dépendant de la période de calage comme cela est vérifié en troisième partie. En outre, il apporte une information supplémentaire à l'estimation des débits : il permet d'estimer la distribution de l'état de saturation du sol.

Il est important de noter que ce modèle ne prend pas en compte la distribution des autres paramètres. Comme le démontre Beven, cette prise en compte n'est pas envisageable pour tous les paramètres mais l'état hydrique du sol pourrait être considéré avec plus de réalisme. L'évapotranspiration qui conditionne le déficit hydrique et ainsi la pluie efficace, est supposée homogène dans l'espace bien qu'en réalité elle soit très variable puisque dépendant de la végétation et des sols qui la supportent. Une prise en compte de cette variable spatiale pourrait se traduire dans TOPMODEL par un calcul discrétisé par classe correspondant à une valeur d'indice topographique et à un type d'occupation du sol. Le calcul d'un déficit hydrique mensuel au sein d'un SIG est présenté en Annexe 8 pour illustrer la variabilité de cette variable et les capacités du SIG à la représenter.

10. Intérêt d'un couplage SIG - modèles hydrologiques

La prévision des crues, la gestion de réservoirs et le contrôle des pollutions ponctuelles étaient le champ classique de l'hydrologie pendant ces dernières décennies. Mais, l'évolution actuelle des problèmes d'environnement a induit une approche plus intégrée de la gestion des ressources [Grayson et al., 1993] : le **contrôle de l'occupation du sol**, des **pollutions diffuses** et des **migrations de nutriments ou de sédiments** sont devenus des axes de recherche. La nouvelle approche patrimoniale de la gestion de l'eau comporte un important volet "approche milieux". Elle conduit à prendre en compte de nouvelles variables comme le Débit Minimum Biologique, débit minimum en deçà duquel la survie des espèces aquatiques est menacée.

Cette évolution entraîne une nécessaire prise en compte de la distribution spatiale des phénomènes. La liaison entre les deux outils, SIG et modèles hydrologiques, est évidente : les SIG offrant une représentation des éléments à référence spatiale, les modèles hydrologiques s'intéressant à l'écoulement des eaux en surface ou en milieu souterrain. Les modèles hydrologiques sont adaptés à l'évolution temporelle mais l'espace y est soit considéré comme uniforme (modèles globaux) soit discrétisé en sous-unités spatialement uniformes (modèles distribués). Lier un modèle hydrologique à un SIG permet d'**améliorer les sous-unités spatiales en nombre et en définition** (si des mesures sont disponibles, à une échelle plus fine que l'échelle globale). En effet, « le facteur limitant le plus la modélisation hydrologique est non pas la caractérisation mathématique des processus physiques mais l'aptitude à spécifier les valeurs des paramètres du modèle afin qu'il représente au mieux l'écoulement » [Maidment, 1993].

Maidment distingue quatre niveaux d'association entre SIG et modèle hydrologique :

- 1°) **estimation de propriétés hydrologiques** : analyse multicritère cartographique non basée sur des équations physiques comme, par exemple, le modèle américain DRASTIC qui prend en compte différents facteurs cartographiques pour déterminer la vulnérabilité des eaux souterraines par croisement cartographique [Aller et al., 1985].
- 2°) **détermination de paramètres hydrologiques** : cette utilisation est la plus courante [Nageshwar et al., 1992], le SIG fournit au modèle hydrologique les valeurs de paramètres d'entrée par traitement de couvertures cartographiques (calcul de surface, de longueur, de moyenne ou quantiles d'attributs thématiques...), il permet aussi la discrétisation de l'espace pour le maillage du modèle, par exemple extraction des sous-bassins versants à partir du Modèle Numérique de Terrain ou d'un fichier de courbes de niveaux.
- 3°) **modélisation hydrologique au sein d'un SIG** : ceci est possible tant que la variabilité temporelle n'intervient pas. Lorsque l'échelle de temps est annuelle ou mensuelle, c'est-à-dire que l'on ne s'intéresse pas à représenter la variation des écoulements à un pas de temps inférieur, la variabilité temporelle est négligée et il est possible de calculer une moyenne annuelle des variables par bassin versant (écoulement théorique moyen, charge en polluants annuelle...). Une autre approche réalisable au sein d'un SIG est de modéliser le déplacement d'un pic de crue au travers d'un réseau en affectant une résistance variable à chaque tronçon du cours d'eau : l'onde de crue est plus ou moins ralentie selon l'intensité de la résistance.

- 4°) **couplage d'un modèle hydrologique à un SIG** : Le SIG fournit les données en entrée du modèle et visualise les résultats des programmes de modélisation aux différences finies ou aux éléments finis. Ces modèles spatialement distribués reposent sur une représentation topologique poussée des données dans le SIG (piézométrie, concentrations en certains éléments...).

Comme le soulignent Grayson et al., l'emploi des SIG pour le stockage et la visualisation de données avec des modèles distribués ne doit pas masquer la masse d'incertitudes et d'hypothèses qui leur sont inhérentes [Grayson et al., 1993].

Une réalisation proche de la problématique des SAGE est celle de Rietjens et al. d'EDF (Electricité de France) avec le logiciel intégré AGIRE [Rietjens et al., 1994 a et b]. Ce logiciel a pour objectif de simuler différentes modalités de gestion de la ressource en eau en prenant en compte : l'aléa climatique, des scénarios de développement des usages, des contraintes environnementales et des priorités de choix entre usages. AGIRE est basé sur un SIG (ARC/INFO) et des modèles de simulation hydrologiques et de qualité des eaux. Le SIG est utilisé en tant que base de données pour stocker les informations spatiales et pour afficher les résultats de simulation, les auteurs n'utilisent pas les fonctions d'analyse spatiale du SIG pour la modélisation [Rietjens et al., 1994 a]. Cet outil est en phase de développement et n'est pas encore commercialisé, il ne s'agit donc pas d'un logiciel fini mais plus d'un ensemble d'outils destiné à l'aide à la décision pour EDF et les Agences de l'Eau. Cette approche diffère de la nôtre (que nous présenterons de façon plus détaillée en troisième partie) car AGIRE est beaucoup plus basé sur les modèles quantitatifs. Nous considérons donc que notre approche est complémentaire puisqu'elle permet non seulement d'intégrer une modélisation quantitative de l'estimation des débits (par TOPMODEL) mais qu'elle s'appuie aussi sur la recherche d'interrelations spatiales rarement représentées sur des bassins versants mal mesurés.

Gilliland et Baxter-Potter ont élaboré une méthode basée sur le premier type d'association [Gilliland et Baxter-Potter, 1987]. Ils estiment la sensibilité des sols à l'érosion grâce à l'équation de Wischmeier à partir de différentes couches de données géographiques : érodabilité des sols, pente du terrain, couverture végétale et pratiques culturales. A ces facteurs s'ajoute le potentiel érosif de la pluie supposé constant dans l'espace. Cette sensibilité des sols à l'érosion est ensuite appliquée à l'évaluation des zones sources de pollution agricole diffuse par des bactéries fécales.

Jeton et Larue-Smith utilisent un SIG pour définir les « Hydrologic Responses Units » qui sont des classes de similarité hydrologique définies par l'US Geological Survey [Jeton et Larue-Smith, 1993]. Ces HRU combinent l'amplitude de la pente, l'orientation de la pente, la végétation, la nature du sol et l'altitude. La classification ainsi opérée constitue une entrée du modèle hydrologique PRMS (US Geological Survey). L'intégration de la distribution spatiale des facteurs de l'écoulement améliore la qualité des réponses du modèle.

Warwick et Haness ont testé l'efficacité d'ARC/INFO au paramétrage du modèle hydrologique HEC-1 [Warwick et Haness, 1994]. Le modèle HEC-1 utilise six thèmes de données spatiales : topographie, hydrographie, délimitation de bassins versants, sols, occupation du sol et pluie. Les auteurs de l'article se sont appuyés uniquement sur les capacités vecteur d'ARC/INFO. La fonction de production de HEC-1 repose sur la technique du « cn » définie par le Soil Conservation Service (SCS) américain, cette technique estime l'écoulement en fonction d'un coefficient « cn » qui intègre la pédologie, l'occupation du sol,

les pratiques culturelles et les conditions initiales d'humidité. Ce coefficient se prête donc particulièrement bien à un calcul par superposition cartographique au sein du SIG. Par ailleurs, le retard cumulé par la fonction de transfert est calculé à l'intérieur de HEC-1 à l'aide de paramètres tels que la longueur du plus long chemin ou la distance entre le centroïde du bassin et l'exutoire ou la pente de chenal principal. Ces paramètres sont aisément calculables à l'intérieur d'un SIG comme ARC/INFO. Warwick et Haness améliorent la qualité des simulations avec le SIG mais soulignent également que cette amélioration est non seulement déterminée par les capacités des logiciels mais aussi par la disponibilité de données exactes.

Vieux a couplé un SIG (ARC/INFO) avec un modèle distribué aux éléments finis pour simuler des débits horaires [Vieux, 1991]. Le SIG détermine la valeur des paramètres distribués (pente, coefficient de Manning) qu'il fournit au modèle hydrologique et affiche ensuite les résultats de la simulation (épaisseur de la lame d'eau écoulée).

Delclaux et Boyer ont couplé le modèle hydrologique à mailles carrées MODLAC [Girard, 1992] avec le SIG ILWIS [Delclaux et Boyer, 1993] et ont spécifié les caractéristiques minimales que doit présenter un SIG pour être interfacé à un modèle distribué ou global :

- capacité à passer du mode raster au mode vecteur et inversement,
- fonctions d'analyse spatiale élargies,
- ouverture de la structure des données afin d'utiliser des données d'origines diverses,
- possibilité de travailler en « batch » afin de faciliter les tests et le calage, de multiplier les traitements et de répéter les mêmes opérations sur différents sites,
- existence de fonctions dédiées à l'environnement comme le traitement de Modèle Numérique de Terrain (MNT), la gestion de réseau ou l'interpolation.

ATHYS est un couplage réalisé également par les chercheurs de l'ORSTOM [Bouvier et Delclaux, 1996]. Ce système met en relation différents outils de prétraitement (SIG, traitement d'image, Bases de Données...), des modèles hydrologiques (MERCEDES et MODLAC) et des outils de visualisation afin d'offrir aux hydrologues un environnement de modélisation opérationnel.

Rissons a réalisé un SIG dédié à l'eau, nommé « SIGNEAU », afin de discrétiser l'espace selon un problématique hydrologique [Rissons, 1995]. Ce SIG est couplé à un modèle de simulation. Le caractère le plus novateur de ce travail est de modéliser les interactions sur un versant en le discrétisant en « toposéquences » : les éléments de versant situés en amont peuvent alimenter le ruissellement ou l'écoulement souterrain des éléments aval sans se rejeter directement dans les cours d'eau. Ainsi, il n'y a pas de distinction entre la fonction de production et la fonction de transfert : si un haut de versant est saturé et produit un ruissellement, le modèle permet de simuler l'infiltration aval de ce ruissellement si le bas de versant est non saturé. Ce modèle est également orienté vers une prédétermination des paramètres par des données mesurées et gérées par le SIG afin de réduire l'importance du calage. Cependant, les résultats des simulations sont partagées sur le bassin de calage : l'interdépendance n'améliore la représentation que de certaines crues (deux crues sur quatre).

Furst et al. ont réalisé un Système d'Aide à la Décision pour les aménagements présentant un risque pour les nappes souterraines [Furst et al., 1993]. Les auteurs ont eu une conception modulaire centrée sur un SIG et employant des modèles d'hydrodynamique

souterraine aux différences finies. La limite essentielle des SIG en hydrogéologie est leur incapacité actuelle à représenter la troisième dimension.

Dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau et plus particulièrement dans celui d'un SAGE, le SIG présente deux intérêts importants pour les modèles hydrologiques auxquels il peut être associé :

- offrir un système de « gestion intelligente » des données à introduire dans les modèles (compatibilité, homogénéisation des données),
- être une base d'actualisation « en continu » des modèles en intégrant dans la base de données géographiques les modifications des paramètres.

Dans les applications réalisées sur le bassin versant test (le Renaison), des associations de différents types énoncés par Maidment sont présentées [Maidment, 1993] :

- de type 1 (estimation de propriétés hydrologiques) : comme, par exemple, l'aptitude à l'autoépuration des cours d'eau
- de type 3 c'est-à-dire une modélisation hydrologique au sein du SIG pour :
 - * le calcul d'un temps de transfert en régime permanent (application pour la vulnérabilité des eaux à la pollution),
 - * le calcul d'un déficit hydrique ;
- de type 2 et 4 c'est-à-dire une détermination des paramètres hydrologiques au sein du SIG et un affichage des résultats de la simulation :
 - * détermination des paramètres : surface du bassin versant, évaluation de l'évapotranspiration maximale, calcul des fréquences des classes d'indice topographique de Kirkby,
 - * affichage des surfaces de saturation et du déficit en eau des sols.

Ce couplage ne se traduit pas pour l'instant par un interface informatique transparent à l'utilisateur (manque de temps pour convertir automatiquement les formats de fichiers à l'aide de macro-commandes d'ARC/INFO).

Paramétrage d'un modèle hydrologique par un SIG

La modélisation hydrologique globale ou distribuée requiert de connaître les valeurs des entrées chronologiques ou de paramètres à l'échelle d'un bassin versant. Plusieurs situations se présentent.

a - Les données sont disponibles sur toute l'étendue du bassin versant mais doivent être mises en forme pour être introduites dans le modèle. Les fonctions aréales implantées dans quelques SIG ou, à défaut, une succession de masques permettent de calculer la valeur des paramètres d'entrée.

Deux cas sont alors à distinguer :

- **données quantitatives** : les opérateurs statistiques sont : médiane, moyenne, minimum, maximum, voire les centiles par zone. Il est donc aisé d'obtenir ces paramètres pour chaque bassin versant en définissant, par exemple, les zones à partir des limites de bassin et comme valeur l'altitude. Les paramètres fréquemment utilisés dans les modèles sont :
 - * pour la topographie : l'altitude moyenne, la pente moyenne, le dénivelé (différence des altitudes extrêmes),
 - * pour les sols : la perméabilité moyenne, la rugosité moyenne.

- **données qualitatives** : il s'agit plutôt de connaître l'élément majoritaire, minoritaire, ou la surface relative couverte par chaque valeur à l'intérieur de chaque zone :
 - * couvert végétal dominant, type de sol dominant,
 - * surfaces relatives de chaque type d'occupation du sol, surfaces relatives des classes d'imperméabilisation, surfaces relatives d'encroûtement (zone intertropicale)...

Le SIG a été employé pour le calcul de l'altitude moyenne et de la surface relative de chaque thème d'occupation du sol pour chaque sous-bassin. La pente moyenne a été par ailleurs calculée ainsi que la surface relative des classes d'orientation des versants par rapport au nord afin d'expliquer les différences d'écoulement entre bassins.

b - Les données ne sont connues que ponctuellement et doivent être interpolées ou extrapolées pour pouvoir déduire leur valeur sur le bassin versant. Cela peut être le cas de la température : en l'absence de contrainte altitudinale, les mesures de températures sont fréquemment interpolées entre stations météorologiques. Certaines méthodes d'interpolation (et notamment les polygones de Thiessen, les fonctions polynomiales et le krigeage) sont à présent implantées dans des SIG, mais leur emploi nécessite des précautions en fonction de la nature des données et des objectifs poursuivis.

10.1 Structure des données dans un SIG pour une problématique hydrologique

Pour La Berbera et al., la spécificité essentielle d'un SIG orienté vers des applications hydrologiques est de pouvoir modéliser la topographie puisqu'elle détermine les écoulements [La Berbera et al., 1993]. Il doit pouvoir aussi gérer d'autres informations comme la pédologie ou l'occupation du sol, mais l'analyse de ces données discrètes est plus classique au sein d'un SIG.

Points : Ces entités graphiques peuvent représenter des captages ou des contaminations localisées par exemple.

Arcs : Ils sont utilisés pour les cours d'eau (à une certaine échelle, puisqu'en affinant la résolution, le cours d'eau devient une surface). L'écoulement dans le lit d'un cours d'eau est modélisé à l'aide d'équations mathématiques, discrétisées par la méthode des différences finies ou éléments finis.

La modélisation par les différences finies est la plus employée, en l'appliquant dans un espace à une dimension cela se traduit par [Maidment, 1993] :

- l'équation de continuité exprime la variation spatiale du débit Q dans la direction de l'écoulement x qui entraîne un changement dans le temps de la section mouillée A en fonction du débit q provenant des versants [Maidment, 1993] :

$$\partial Q / \partial x + \partial A / \partial t = q \quad (1)$$

- l'équation de Manning est une simplification de l'équation de Saint-Venant, elle exprime la relation entre la section mouillée et le débit en fonction de paramètres a et b liés à la pente, la forme et la rugosité du lit :

$$A = aQ^b \quad (2)$$

Par exemple, pour modéliser les flux selon une dimension, par substitution de (2) en (1), cela donne l'équation :

$$\partial Q / \partial x + abQ^{b-1} \partial Q / \partial t = q \quad (3)$$

On peut trouver une solution approximative de cette équation après discrétisation par les différences finies : $\Delta Q / \Delta x$ et $\Delta Q / \Delta t$. Q peut ainsi être estimé pour chaque intervalle de temps et pour chaque intervalle d'espace. Connaissant les paramètres a et b, il est possible de déduire la section mouillée A.

Polygones : les polygones sont utilisés comme structure spatiale en hydrologie pour représenter des entités surfaciques : bassins versants, perméabilité des sols...

Rasters : cette structure correspond à un pavage régulier de l'espace. Elle est utilisée pour la modélisation aux différences finies en deux ou trois dimensions. Le SIG offre ainsi une structure de données de base adaptée aux modèles d'hydrodynamique souterraine.

Par ailleurs, la structure de données raster a été exploitée par les hydrologues pour modéliser des éléments invariants dans le temps comme les chemins d'écoulement sur une surface topographique [O'Callaghan et Mark, 1984], [Jenson et Domingue, 1988], [Jenson, 1991] et [La Berbera et al., 1993]. Chaque maille de la surface est analysée par une fonction de voisinage qui compare son altitude à celle de ses voisines, ce qui permet de sélectionner les directions de plus grande pente et ainsi les chemins d'écoulement, mais aussi les limites de bassins versants et les axes de drainage (cf. Annexe 7).

Des valeurs de paramètres peuvent être obtenues par les fonctions d'analyse spatiales comme nous le verrons plus loin : pente moyenne d'un versant, d'un cours d'eau, orientation des versants, perméabilité moyenne des sols par sous-bassins, plus long chemin hydrologique...

TIN : les réseaux de triangulation irrégulière (Triangulated Irregular Network) sont constitués par un semis irrégulier de points ou noeuds joints par des facettes triangulaires. Cette structure de données s'apparente à celle de la modélisation aux éléments finis. Dans ce modèle, les variables spatiales sont connues aux noeuds et leurs valeurs sont estimées entre ces noeuds par simple interpolation linéaire ou quadratique. Le lien possible entre les SIG et les modèles hydrologiques aux éléments finis est ici évident [Maidment, 1993].

Réseaux : cette structure est aussi utilisée en hydrologie. Les arcs sont orientés et connectés entre eux par des noeuds. L'algorithme implanté dans certains SIG est utilisé pour la méthode rationnelle de calcul des débits en réseau d'assainissement pluvial, les paramètres surfaciques étant calculés sur des polygones [Djokic et Maidment, 1991].

10.2 Architecture utilisée pour le couplage SIG - modèles hydrologiques

L'emploi des outils d'analyse spatiale intégrés dans les SIG en mode raster permet aisément de calculer les variables distribuées comme la surface amont drainée et le gradient hydraulique à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (cf. Annexe 7). Le SIG offre donc un moyen rapide d'obtenir l'indice de Kirkby en chaque point, puis, par reclassification, la fréquence de chaque classe d'indice. Cette information constitue une entrée majeure de TOPMODEL.

Les auteurs de TOPMODEL ont réalisé un interfaçage entre TOPMODEL et WIS (Water Information System), un SIG développé par l'Institute of Hydrology, Wallingford and ICL Ltd. [Romanowicz et al., 1993]. Ce système permet à partir d'un point quelconque du réseau hydrographique, de déterminer la distribution de l'indice topographique à l'amont, d'effectuer la calibration des paramètres et une analyse de sensibilité grâce à un module externe nommé GLUE et d'afficher les résultats.

D'autres implantations de TOPMODEL avec des SIG ont été effectuées : avec le logiciel SPANS [Stuart et Stocks, 1993], le logiciel GRASS [Chairat et Delleur, 1993a et 1993b] ainsi que dans d'autres outils plus spécifiques : PVwave modelling and visualisation system [Clapp et al., 1992], le système RHESSYS [Band et al., 1993], le système TAPES-G [Moore et al., 1993] et le Modular Hydrological Modeling System ou MHMS [Leavesley et al., 1992].

Pour notre part, nous avons travaillé avec ARC/INFO GRID 7.0. Plusieurs fonctionnalités y sont dédiées à l'hydrologie et d'autres outils d'analyse spatiale plus généraux peuvent être employés. Ces fonctionnalités, utiles pour le traitement et la visualisation, rendent très performante l'utilisation d'un modèle hydrologique distribué ou semi-distribué comme TOPMODEL.

Le SIG prend en charge le calcul de paramètres spatiaux introduits dans TOPMODEL (cf. Figure 36). Notre approche est similaire aux applications citées précédemment, mais nous avons substitué l'évapotranspiration potentielle par l'évapotranspiration maximale. Cette substitution nécessite l'intégration de l'occupation du sol mais améliore les résultats de la simulation, sur notre secteur d'étude en tous cas, comme nous le verrons en troisième partie.

Le SIG permet également l'affichage des résultats spatiaux de la simulation de TOPMODEL (cf. Figure 36). Les couches cartographiques de saturation du sol ou de déficit en eau stockées dans la Base de Données Géographiques peuvent être ensuite introduites dans d'autres types d'analyse spatiale, par exemple, pour la détermination de la vulnérabilité des eaux superficielles à des pollutions accidentelles comme cela est réalisé en troisième partie.

Le module raster du SIG prend en charge les traitements suivants (cf. Annexe 7) :

- la **délimitation de bassins versants** à partir d'un MNT,
- le **calcul de surfaces drainées** à l'amont de chaque maille d'un MNT,
- le **calcul de la pente** topographique en chaque maille d'un MNT,
- la délimitation de **zones isochrones** à partir d'un réseau hydrographique,

- l'**interpolation** ou l'**extrapolation** de valeurs ponctuelles issues de stations de mesures d'évapotranspiration ou de précipitation.

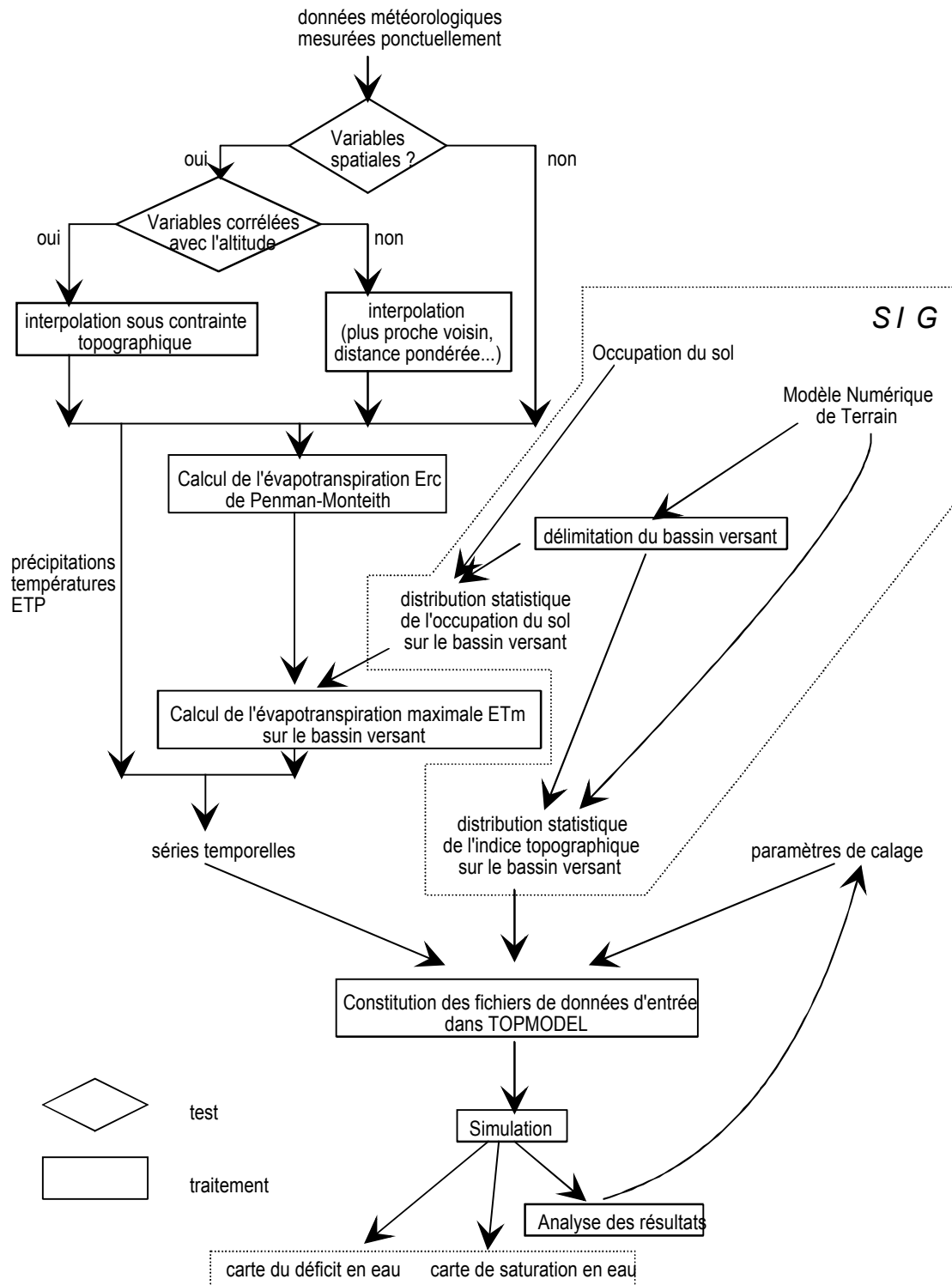


Figure 36 : Couplage entre TOPMODEL et un SIG

Les surfaces de contribution calculées dans TOPMODEL ne servent pas seulement à estimer un débit à l'exutoire. En effet, la prise en compte des surfaces de contribution et de leur localisation dans l'écoulement sur un bassin versant fait apparaître les zones de saturation par remontée de nappe et manifestent donc un certain type de zone humide. Ce modèle permet de localiser à l'inverse le déficit en eau des sols en fonction des précipitations, de l'évapotranspiration (variables temporelles) et de la position topographique (variable spatiale). Leur identification cartographique à l'aide d'un SIG, après simulation, présente un intérêt majeur dans une problématique d'aménagement et de gestion intégrée de bassins versants (comme nous le verrons au paragraphe 12.2, p. 167).

Des cartes des moyennes annuelles, mensuelles ou décadaires résultant de la simulation peuvent permettre de comprendre les relations spatiales sur un bassin versant :

- zones d'alimentation amont participant à l'écoulement rapide qu'il convient de ne pas drainer par des techniques inadaptées au risque d'augmenter les risques de crue en aval, prescrire plutôt l'utilisation de drains enterrés ayant l'effet inverse [Calder, 1992],
- zones humides en aval d'effluents diffus pouvant jouer un rôle de filtre avant un cours d'eau.

Nous n'employons pas uniquement TOPMODEL pour l'estimation des hydrogrammes. Le modèle hydrologique global GR3 est également utilisé pour prévoir les débits à partir de scénarios météorologiques ou pour estimer des écoulements sur des bassins non jaugés. Le SIG peut donc être également employé pour fournir certains paramètres à ce modèle.

Ainsi, pour modéliser un système de ressource en eau, nous avons défini pour notre étude une architecture centrée sur un SIG qui constitue la Base de Données du système et qui fournit les outils d'analyse spatiale (cf. Figure 37). Autour de ce noyau sont utilisés des modèles hydrologiques globaux ou distribués afin de représenter la dynamique temporelle de l'hydrosystème étudié.

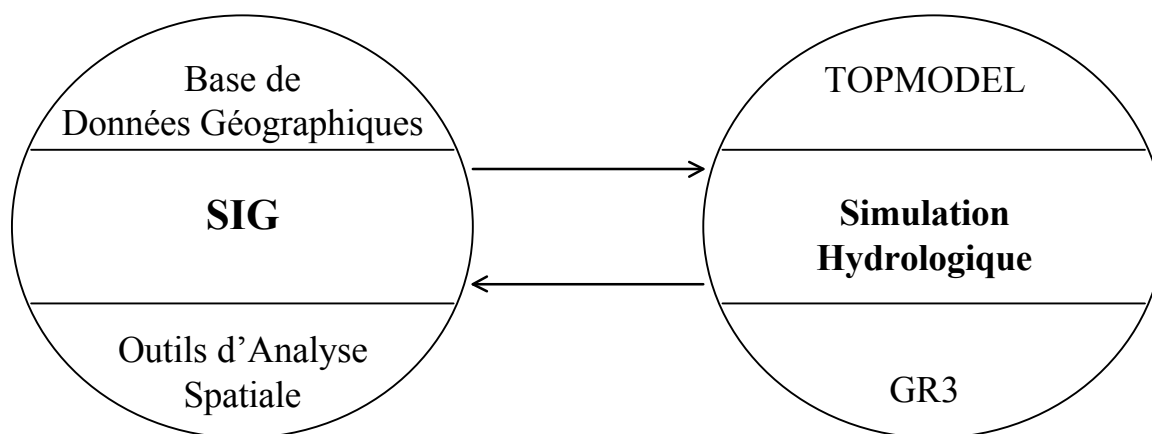


Figure 37 : Architecture actuelle des outils de modélisation employés

Nous avons choisi une architecture basée sur un échange de fichiers entre les deux outils afin de préserver une certaine flexibilité dans l'évolution de chacun. Il est tout à fait possible de lancer un modèle à l'intérieur d'une session du SIG et ainsi de faciliter l'emploi des outils. Il serait souhaitable d'utiliser également des outils d'affichage des hydrogrammes afin de faciliter leur interprétation, le SIG n'étant pas orienté vers la présentation de ce type de résultats.

TROISIEME PARTIE :

Modélisation spatiale des ressources en eau du Renaison

Introduction

Cette partie a pour objectif de montrer comment lors de l'élaboration d'un SAGE, les outils et méthodes qui ont été présentés précédemment peuvent améliorer les connaissances du contexte et la qualité des décisions.

La méthodologie d'élaboration des SAGE est donnée dans deux documents : le Guide Méthodologique [Ministère de l'Environnement, Agences de l'Eau, Conseil Supérieur de la Pêche, 1992] et le Guide Cartographique [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Ministère de l'Environnement et le Conseil Supérieur de la Pêche, 1995]. Ce dernier document définit les cartes qui doivent être réalisées lors des différentes étapes.

Les problèmes posés par la représentation spatiale sont analysés dans cette troisième partie ainsi que la richesse des capacités d'analyse spatiale contenue dans les SIG.

Cette partie est décomposée de la manière suivante :

- 1° Identification et localisation des ressources en eau et de leur fonctionnement,
- 2° Identification et localisation des usages et de leurs interactions avec les milieux aquatiques,
- 3° Inflexion de la gestion actuelle du bassin versant vers une gestion plus équilibrée.

Préalablement à l'identification et à la localisation des ressources et des usages, il s'agit de concevoir et de constituer une Base de Données Géographiques sur l'unité hydrologique considérée.

11. Conception d'une Base de Données Géographiques pour un SAGE

L'Etat des Lieux est la phase initiale d'un SAGE, il correspond à « une expertise globale et exhaustive des milieux et usages » [Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse et al., 1995]. L'inventaire des données utiles est clairement énoncé par le Guide Cartographique des SAGE [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et al., 1995] et est repris en Annexe 2 sous forme de modèle de données.

Mais tout le problème est de savoir comment organiser ces données ? Comment gérer leur qualité ? Quand et comment effectuer les mises-à-jour ?

Une Base de Données s'impose dans ce cadre puisque c'est le seul moyen d'assurer une structuration viable des données. La Base doit pouvoir offrir une réponse simple, rapide et pertinente vis-à-vis des besoins de l'utilisateur.

La Base de Données est le seul support pour des mises-à-jour de ces données. En son absence, les études réalisées à une certaine date deviennent rapidement périmées et le travail fastidieux et coûteux de collecte des données est à reprendre.

Etant donné le développement rapide de l'information, de plus en plus de données numériques peuvent être acquises à partir de Banques de Données nationales (BD Carto de l'IGN, par exemple) ou internationales (CORINE Landcover, par exemple). Ces données peuvent enrichir considérablement la Base de Données et être croisées avec d'autres informations saisies localement.

L'information se trouve sous différentes formes et doit pouvoir être conservée lors du stockage. Les données sont non seulement du texte mais peuvent être aussi des images ou des cartes. Il est donc nécessaire que cette Base intègre le caractère géo-référencé de nombreuses données. Les SIG offrent une structure adaptée à cette exigence. L'information est caractérisée non seulement par ses attributs thématiques mais aussi par sa localisation à la surface terrestre.

Le schéma classique de conception d'un projet en Base de Données Géographiques est le suivant [De Blomac et al., 1994] :

- analyse des besoins
- modèle conceptuel des données
- modèle logique des données
- acquisition des données de base
- intégration, structuration des données de base et création d'objets complexes
- mise à jour
- gestion
- analyse
- consultation et restitution

Le respect de cet ordre permet d'éviter les incohérences les plus grossières qui risqueraient de mettre en péril un tel projet (conception d'une série de traitements alors que les données de base sont absentes, collecte de données trop fine par rapport aux besoins...).

11.1 Analyse des besoins de données géographiques pour un SAGE

L'étape initiale d'analyse des besoins est fondamentale : A quelles questions doit répondre la Base de Données Géographiques ? Quelles vont être les applications majeures ? Ces précisions ne sont pas limitatives, d'autres applications voient le jour au fur et à mesure de l'évolution de la zone d'étude, de la croissance de l'expérience et des besoins des utilisateurs et des capacités des logiciels, mais un certain nombre d'objectifs doivent être établis. En effet, en l'absence de tels objectifs, la collecte des données et leur saisie ne tiendront pas compte des besoins réels notamment en terme d'incertitude. Lors de cette étape, il est important de **définir l'exactitude attendue des résultats** qui détermine l'exactitude des données d'entrée (problème d'erreur et de transfert d'erreur), leur quantité et la nature des traitements (cf. paragraphe 3.3). Certaines sources de données peuvent être ainsi éliminées car elles sont mal adaptées en terme de résolution ou en terme de contenu thématique. Par exemple, la BD Carto de l'IGN est inadaptée à une échelle supérieure au 1 / 50 000^{ème}, la classification de l'occupation du sol qui y est présentée est rudimentaire (en milieu rural, les terres labourables, les prairies, les pâturages, les landes ne sont pas distinguées), son utilité est donc réduite pour les SAGE.

A l'opposé, **il est coûteux de stocker des données inutiles ou dont la précision est superflue** par rapport aux besoins des utilisateurs. Si de nouveaux besoins apparaissent ultérieurement, la Base pourra être enrichie. Comme l'indique Rouet, une donnée n'acquiert le statut d'information (c'est-à-dire d'une donnée pertinente et source de connaissance) que si elle est facilement mobilisable, si elle n'est pas contradictoire avec d'autres données, si elle est mise à jour et si elle est complète c'est-à-dire qu'elle ne cache pas à l'utilisateur un aspect de la réalité [Rouet, 1991]. Il est donc nécessaire, lors de la conception de la Base de Données, de vérifier la cohérence et la complétude des données avec les utilisateurs et de définir des procédures de mise-à-jour ou d'intégrer dans la Base une information sur la durée de validité des données (méta-information).

Inventaires des thématiques nécessaires ou souhaitables à l'élaboration d'un SAGE :

- connaissance des ressources en eau :

- * superficielles
- * souterraines

en terme de :

- * qualité
- * quantité

- connaissance des usages de l'eau :

Dans le « guide méthodologique des SAGE » [Ministère de l'Environnement et al., 1992], la typologie suivante est proposée en ce qui concerne les usages :

- * usages structurants du quotidien :
 - ** alimentation en eau potable (et les périmètres de protection qui lui sont liés)
 - ** rejet d'eaux usées
 - ** urbanisation et imperméabilisation, infrastructures et transports

- ** il faudrait ajouter : lutte contre les inondations
- * usages socio-économiques :
 - ** agriculture-élevage
 - ** industries
 - ** activités économiques diverses (hors loisirs) directement liées aux milieux aquatiques : hydroélectricité, extraction de granulats et de tourbe, transport fluvial, pêche professionnelle
 - ** activités économiques diverses (hors loisirs) moins directement liées aux milieux aquatiques : traitements de surface, agro-alimentaire, chimie, papier et textile
- * usages liés aux loisirs, aménités et à la nature :
 - ** baignade
 - ** sports d'eaux vives
 - ** pêche sportive ou amateur
 - ** randonnées, découvertes patrimoine naturel, culturel
 - ** « cadre de vie »
 - ** tourisme fluvial...

Au delà de ces données d'inventaire, il convient de modéliser des phénomènes déterminants dans la gestion et l'aménagement d'un bassin versant :

- modélisation des risques de pollution des milieux aquatiques :
 - * diffuse / concentrée
 - * chronique / accidentelle
- modélisation des interactions entre les usages :
 - * qualité
 - * quantité
- modélisation de l'évolution des usages dans le temps
- modélisation prescriptive des actions et aménagements à réaliser

Cette liste n'est pas exhaustive, elle correspond à un certain nombre de problèmes généraux apparaissant de manière systématique en matière de gestion des ressources en eau.

11.2 Pertinence des données

L'information n'a d'intérêt que si elle est pertinente, il convient donc d'organiser les données pour qu'elles soient adaptées à la problématique. L'intérêt de l'adaptation de l'information aux besoins de gestion des ressources en eau peut être illustré par la carte géologique.

Une carte géologique est un document d'intérêt général dont le but est la description de la lithologie, de la structure et de l'histoire géologique. Mais la géologie n'intéresse les SAGE que parce qu'elle détermine les flux et les stockages d'eau ainsi que leurs propriétés chimiques, pourtant ces documents sont les seuls disponibles pour estimer le rôle des sols dans l'écoulement car les cartes hydrogéologiques sont rarement réalisées. Une distinction entre granites porphyriques et granites à deux micas a peu d'intérêt à l'état brut pour la gestion des ressources en eau. Certaines distinctions géologiques peuvent donc être éliminées dans le but de simplifier le document. D'autres informations peuvent être extrapolées à partir de la connaissance de processus physiques. Par exemple, les terrasses alluviales supérieures présentent des lentilles d'argiles dans telle vallée, les granites s'altèrent en climat tempéré en

des sables argileux nommés arènes qui présentent une perméabilité moyenne pouvant emmagasiner de l'eau, les calcaires sont le siège d'écoulements souterrains rapides dans les diaclases et les karsts, les micaschistes s'altèrent en argiles caillouteuses généralement imperméables...

Il convient donc de représenter ce type d'information dans la base pour extraire, par exemple, la carte des classes de perméabilité des sols (forte, moyenne, faible).

Après avoir déterminé les données nécessaires durant la phase de conception du modèle conceptuel des données, il s'agit de concevoir le modèle logique des données qui précise la structure de la Base de Données.

11.3 Modèle logique des données

Nous avons constitué un modèle logique de données cohérent avec une Base de Données Géographiques relationnelle (cf. Annexe 2).

La qualité des données est primordiale dans une Base de Données et il faut disposer d'une structure adaptée pour manipuler cette information sur l'information. Il est nécessaire de faire apparaître explicitement une information sur l'exactitude des données (voir partie sur la qualité des données). Cette représentation de la fiabilité de données est difficilement intégrable actuellement dans un SIG. En effet, une première possibilité serait d'ajouter un attribut sur la qualité mais cela alourdirait alors considérablement la Base : il faudrait doubler le nombre de champs d'attributs puisqu'à chaque attribut correspond un niveau de fiabilité. Une seconde possibilité, plus réalisable, serait d'afficher des messages sur la fiabilité des données lors de leur consultation ou de leur mise à jour.

Mais la qualité des données dépend avant tout de leur méthode d'acquisition.

11.4 Acquisition des données de base

L'acquisition des données peut être faite **sous plusieurs formes, selon leur disponibilité, les moyens de l'organisme qui constitue la Base et les buts recherchés.** Cette phase ne doit pas être négligée dans un projet de SAGE : les données sont en effet beaucoup plus onéreuses que le matériel informatique ou les logiciels capables de les traiter. La disponibilité des données de base conditionne les traitements ultérieurs et, dans le domaine de la gestion des eaux, les données font fréquemment défaut ou présentent une faible fiabilité [Rietjens et al., 1994a].

11.4.1 Les Banques de Données

Leur inventaire a été effectué dans le Guide Cartographique des SAGE [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1995].

Ces Banques de Données sont pour beaucoup en cours de constitution. La majorité est sous forme de texte et les données sont géo-référencées par leur coordonnées (en Lambert II, le plus souvent). Un travail de restructuration est nécessaire pour pouvoir les intégrer dans la Base de Données Géographiques du SAGE.

Par ailleurs, **la résolution est pour la plupart assez faible**, elle atteint difficilement l'équivalent du 1 / 50 000^{ème}. Cette faible résolution est souvent critique pour la modélisation de phénomènes sur un bassin versant de quelques centaines de km² (étendue définie pour les SAGE). **La thématique générale de chaque Banque de Données n'est pas forcément adaptée à la représentation de phénomènes nécessaire à la gestion d'un bassin versant.** Il est donc utile, dans certains cas, de recourir soi-même à l'acquisition des données par ses propres moyens comme nous l'avons fait pratiquement pour les données utilisées sur le bassin versant du Renaison. Par exemple, pour modéliser les risques de pollution diffuse des cours d'eau à partir des zones agricoles, aucune Banque de Données ne distingue les terres labourables, les prairies intensives et les pâturages.

11.4.2 La digitalisation de cartes existantes

C'est le moyen le plus classique de numérisation de documents cartographiques. Ce moyen est adapté à des données de type vecteur : arcs et points. S'il offre une bonne précision, il reste très coûteux de par le temps d'acquisition manuelle nécessaire.

11.4.3 Le "scannage" de cartes existantes

La saisie des données par balayage électronique ou « scannage » est plus rapide mais elle pose des problèmes d'identification, de filtrage automatique ou manuel des données inutiles et de raccordement des images dû à la taille du scanner. En effet, contrairement à la digitalisation où une sélection des données s'opère grâce à l'utilisateur, le scanner saisit « aveuglément » tous les objets graphiques. Différentes alternatives s'offrent pour structurer les données issues du scannage :

- avec la visualisation à l'écran de l'image scannée comme fond de plan, effectuer la vectorisation manuelle des éléments géographiques. Cette méthode offre, par rapport à la digitalisation, l'avantage de pouvoir agrandir l'espace pour affiner la saisie des données sur des zones délicates, l'utilisateur ne dépend plus alors de l'échelle de la carte papier (pour l'acquisition tout au moins),
- faire la classification supervisée ou non supervisée de la carte scannée comme une image de télédétection afin d'extraire semi-automatiquement les objets géographiques, cette méthode est plus délicate puisqu'elle fait appel au traitement d'image.

Nous avons choisi la première méthode car l'apprentissage de la seconde et sa réalisation pratique nécessitait une étude plus longue que la première méthode.

11.4.4 Le traitement d'images satellitaires ou aériennes

Ce moyen d'acquisition est particulièrement intéressant lorsque les données n'existent pas sous une forme adéquate : faible résolution, thématique inadaptée, couverture non homogène sur l'étendue géographique...

Néanmoins, ce mode d'acquisition nécessite des connaissances et une certaine expérience en télédétection. En effet, il s'agit d'extraire des objets géographiques à partir d'une image qui est en fait une grille de pixels présentant des réponses spectrales différentes.

Les objets géographiques sont extraits par classification :

- classification non supervisée : le logiciel de traitement d'image effectue une classification basée sur la fréquence des réponses des pixels,
- classification supervisée : l'utilisateur peut définir des zones de calage où il connaît la nature réelle de la surface. Des algorithmes permettent alors de classer les pixels en fonction de la proximité de leur réponse spectrale par rapport aux pixels appartenant à des zones calées.

L'emploi de multiples indices permet de faire apparaître certains phénomènes par croisement de plusieurs bandes spectrales : les indices de végétation, par exemple. Grésillon souligne l'importance de la végétation dans la prévision des crues notamment et du rôle de la télédétection dans une meilleure prise en compte de ce facteur [Grésillon, 1995].

Une approche emboîtée à plusieurs niveaux de résolution (de l'image satellitaire au terrain en passant par l'image aérienne) permet, dans le domaine des ressources en eau, d'observer les mêmes phénomènes selon différentes perspectives et de valider les interprétations réalisées à un autre niveau [Puech et Carette, 1995]. Monget et Wald ont d'ailleurs réalisé des combinaisons d'images satellitaires [Monget et Wald, 1984].

Des logiciels d'analyse d'images sont actuellement disponibles et peuvent être couplés avec un SIG, comme par exemple ER-Mapper ou ERDAS avec ARC/INFO.

Mais de multiples problèmes demeurent encore dans le domaine de la télédétection et l'obtention d'une information fait souvent appel à l'expertise de spécialistes. La réponse du pixel d'une image intègre toute une série de facteurs qui sont difficiles à distinguer.

Des domaines d'utilisation intéressants, en gestion des ressources en eau, de la télédétection sont [Puech et Carette, 1995] : la végétation, les sols, la topographie (obtention d'un MNT), réseau de drainage, limites du lit mineur et du lit majeur, turbidité de l'eau. La télédétection peut être employée directement pour l'évaluation du déficit hydrique [Guillard et Monget, 1983].

Les avantages de la télédétection pour les ressources en eau sont [Puech et Carette, 1995] : une cartographie rapide et objective, une mémoire du paysage et une perspective à une échelle plus générale que les campagnes de terrain.

Voici quelques exemples d'applications intéressantes pour un SAGE :

- la cartographie des ressources en eau

L'analyse structurale en domaine de socle permet d'extraire des anomalies de végétation liées à des sols plus profonds et de texture différente. Ce type d'anomalie peut révéler la présence de failles profondes, sièges de **circulations d'eau souterraine** (voir notamment [Langevin et al., 1991], [Drury, 1992], [Biémi et al., 1995] et [Savane et al., 1995]). Le produit de cette analyse peut être intégré dans le SIG pour croiser cette information avec d'autres données comme une carte géologique (une faille dans du granite risquera moins d'être colmatée qu'une faille dans des schistes, sauf si elle est silicifiée ou soumise à une altération tropicale). Des études peuvent signaler un fonctionnement de certaines directions de fractures en faille normale (en distension) dans la région étudiée, il est possible par analyse spatiale de ne conserver que les failles présentant cette direction pour avoir une carte des zones

au potentiel d'écoulement souterrain élevé et d'extraire les sites optimaux correspondant aux noeuds d'intersection de failles.

Cette information a non seulement un intérêt pour la détermination des ressources potentielles mais elle permet aussi de mieux comprendre l'alimentation des captages existants. Elle est donc utile pour la détermination des périmètres de protection par exemple, puisqu'elle indique les directions d'alimentation.

Les **zones humides** peuvent être extraites d'une image satellitaire ou aérienne notamment en infrarouge qui est sensible à la présence d'eau.

- cartographie de l'occupation du sol

L'analyse d'image est fréquemment employée pour obtenir l'occupation du sol.

Nous avons utilisé des photographies aériennes pour la définir sur le bassin du Renaison. La classification qui nous intéresse pour un SAGE sur le Renaison est (la classification doit être adaptée au fonctionnement du bassin et aux questions auxquelles il faut répondre) : forêt conifères, forêt feuillus, lande, pâturage, prairie, terre labourable, habitat individuel, habitat collectif, zone industrielle, surface d'eau libre. La procédure suivante a été utilisée :

- . "scannage" des photographies aériennes,
- . calage géographique par superposition d'une carte de points de repères (réseau routier)
- . détermination des classes par interprétation visuelle
- . calage de l'interprétation par une visite de terrain sur les sites étudiés
- . digitalisation des polygones à l'écran directement sur l'image aérienne
- . validation par une nouvelle visite de terrain

Cette procédure a demandé environ quinze journées de travail pour un territoire de 150 km² environ. Nous estimons la précision de la carte à 25 mètres. Cette résolution s'affaiblit dans les zones accidentées où les distorsions de l'image sont importantes.

L'interprétation aurait été plus rapide, en précision et en homogénéité, en employant des méthodes de classification supervisée s'il on avait eu à disposition des logiciels spécialisés dans ce domaine et une bonne connaissance de la télédétection.

Simonneaux a mis au point une méthodologie de renseignement d'un parcellaire agricole au moyen d'images SPOT basée sur une connaissance des réponses spectrales des cultures, des caractéristiques physiques des parcelles et de la répartition spatiale des signatures [Simonneaux, 1993].

11.5 Mise à jour

La « politique de mise à jour » de la Base de Données conditionne sa fiabilité. Cette nécessité d'une mise à jour trouve d'ailleurs une expression concrète dans le document méthodologique [Ministère de l'Environnement, 1992] à travers la notion de « tableau de bord ».

Il est nécessaire d'effectuer une **typologie des données en fonction de leur durée de vie et de la possibilité de leur mise à jour**. En effet, la détermination de données à faible durée de vie et qui seront difficilement mises à jour remet en cause leur intérêt : à quoi serviront-elles si elles sont très vite périmées et que personne ne peut les mettre à jour ?

En Annexe 2 est présentée l'information attachée à leur durée de validité.

Il existe deux types de problèmes :

- données variant dans le temps mais stables dans l'espace : leur mise à jour ne nécessite pas de modifier les éléments graphiques qui leur servent de support. La population communale par exemple est en constante évolution temporelle mais reste attachée à une entité spatiale fixe ;
- données variant dans l'espace et dans le temps. Par exemple, la carte d'occupation du sol évolue et il est nécessaire d'effectuer une mise à jour des éléments graphiques et des attributs qui leur sont associés.

La seconde opération est bien sûr plus lourde que la première car elle nécessite l'acquisition de nouvelles données spatiales et la reconstruction de la topologie dans le cas d'une carte vecteur. Ce dernier aspect n'est pas gênant dans le cadre d'un SAGE où le volume de la Base de Données est raisonnable mais il devient beaucoup plus handicapant pour les Bases de Données Urbaines par exemple, surtout si elles sont mises à jour fréquemment.

La **télédétection** présente ici un avantage économique certain puisqu'elle évite la collecte des données de terrain et leur mise en forme avant saisie dans la Base de Données. Une image satellitaire peut être traitée en quelques jours par une personne expérimentée. Elle permet d'assurer un **suivi** mensuel, annuel ou pluriannuel par comparaison d'images prises à des dates différentes alors qu'une enquête de terrain serait trop lourde pour être répétée chaque année ou même tous les cinq ans. La télédétection permet aussi d'avoir des informations sur le passé depuis les années 1980, puisque les images satellitaires sont archivées.

Elle peut de plus être utilisée pour différents objectifs (cartographie de l'occupation des sols, cartographie des zones humides...). Mais, son application reste limitée à certains domaines et **la saisie manuelle demeure la seule possibilité pour de nombreuses données** : qualité des cours d'eau, création d'une installation classée de nature polluante, captage d'une source...

12. Identification, localisation et comportement des ressources en eau

L'identification des ressources en eau sur un bassin versant est un préalable indispensable à la gestion intégrée. Cette identification doit déterminer la nature des ressources (souterraines, superficielles), leur quantité (stockages, flux) et leur qualité (biologique, physico-chimique) dans le temps et dans l'espace. De cette identification dépendront les choix d'usage, de préservation ou de réhabilitation des milieux aquatiques.

L'identification des ressources en eau et de leur distribution spatio-temporelle doit chercher à comprendre leur fonctionnement. L'approche visant à discrétiser l'espace en unités de fonctionnement est donc ici tout à fait pertinente [Wasson, 1992]. Pour que les décideurs puissent améliorer leur connaissance des milieux, et donc des enjeux qui leur sont liés, il faut que les techniciens et scientifiques leur présentent une information synthétique mais aussi distribuée car les phénomènes ne sont pas constants dans l'espace. Le support cartographique est donc un outil essentiel à la communication entre les techniciens, les élus et les usagers.

Il s'agit d'établir des cartes représentant les ressources en eau en quantité et en qualité ainsi que les milieux aquatiques. Cette information est connue avec une fiabilité inégale selon les bassins versants et à l'intérieur du bassin versant étudié, il faut donc également que l'utilisateur de l'information soit averti de cette fiabilité.

Dans une première phase, nous estimerons la variabilité spatio-temporelle des débits sur le bassin versant du Renaison.

Ensuite, nous aborderons la vulnérabilité des ressources en eau et nous étudierons en quoi le SIG peut améliorer la connaissance de celle-ci en distinguant des unités de fonctionnement.

Nous estimerons également les apports en azote d'origine agricole par sous-bassin versant sur le Renaison et le rôle protecteur opéré par les zones de végétation naturelle.

Une identification et une cartographie des milieux aquatiques sur le bassin du Renaison est indispensable à une gestion intégrée de la ressource car les milieux aquatiques déterminent son fonctionnement. La prise en compte des milieux constitue le noyau de la nouvelle approche définie dans la loi sur l'eau. Or, aucune étude des milieux aquatiques n'a été réalisée sur ce bassin versant. Nous n'avons donc pas pu illustrer l'intérêt de leur prise en compte sur le Renaison. Cependant, nous présenterons le rôle que jouent les zones humides sur la qualité des ressources et nous modéliserons cette aptitude en prenant en compte le paramètre "liberté de divagation" (qui permet d'estimer les échanges entre le cours d'eau et les zones humides qui lui sont associées).

12.1 Modélisation hydrologique pour la détermination quantitative des ressources en eau

La quantification des ressources en eau n'apparaît pas dans les guides du Ministère de l'Environnement, il est pourtant, à notre avis, fondamental d'intégrer la modélisation hydrologique dans l'élaboration d'un SAGE, comme le soulignent également les auteurs du système AGIRE [Rietjens et al., 1994]. En effet, la variation temporelle et spatiale des écoulements détermine la ressource utilisable pour les prélèvements ainsi que le potentiel du milieu naturel pour le rejet d'eaux usées (dilution des polluants).

C'est pour ces raisons que le modèle global et le modèle semi-distribué présentés en seconde partie sont utilisés. Il est nécessaire de tester les capacités de ces modèles à reproduire et donc à prévoir les écoulements sur des cours d'eau non jaugés ou sur des cours d'eau jaugés mais avec des scénarios météorologiques particuliers.

Comme dans toute étude hydrologique, il faut procéder à un calage des paramètres des modèles, c'est-à-dire à une adaptation des valeurs des paramètres pour que le modèle reproduise au mieux des séries chronologiques observées. Puis, il faut effectuer une validation en appliquant ces valeurs sur d'autres entrées de précipitations et en comparant les résultats aux débits mesurés correspondants.

Par ailleurs, les causes des variations spatiales des écoulements peuvent être explorées en comparant la distribution des paramètres de contrôle : végétation, lithologie, pédologie, pente...

12.1.1 Analyse des écoulements de cours d'eau jaugés

La **ressource exploitable** est liée aux volumes qui peuvent être effectivement maîtrisés et utilisés au regard de la demande en qualité.

La ressource en eau superficielle est une variable temporelle. Les débits variant largement, son utilisation doit s'attacher à estimer les fréquences de débit afin de quantifier la fraction pérenne, d'estimer les conséquences de ces variations de débit sur les milieux aquatiques et afin de gérer ou même de dimensionner les ouvrages d'aménagement (barrages, digues).

Une méthode d'estimation de la variabilité temporelle est la méthode des quantiles au pas de temps journalier [Agence de Bassin Loire-Bretagne, 1993] : estimation des débits correspondant à certaines fréquences expérimentales. Ces fréquences sont les suivantes : 5%, 10%, 20%, 50%, 80%, 90%, 95%. Par ailleurs, moyenne, écart-type, minimum et maximum expriment les tendances centrales et les événements extrêmes.

La détermination des causes de variation spatio-temporelle de la ressource en eau peut améliorer la gestion de la ressource, notamment à l'étiage.

12.1.1.1 Variabilité spatiale des ressources en eau du Renaison

La comparaison des lames d'eau écoulées sur quatre sous-bassins amont du Renaison (cf. Carte 4, p. 42) fait apparaître en fin d'été les éléments suivants (cf. Figure 38) :

- le Rouchain (16,54 km²) produit une lame d'eau écoulee de base et une lame d'eau écoulee de pointe moins élevée et répond faiblement aux pluies par rapport aux autres sous-bassins,
- l'Avoine (5,94 km²) répond le plus brutalement aux précipitations,
- les Crèches (6,67 km²) ont une lame d'eau de base plus élevée que les autres sous-bassins et produisent des pics crues importants, la courbe des lame d'eau écoulées est similaire à celle de l'Avoine,
- la Tâche (12,76 km²) présente un comportement intermédiaire entre l'Avoine (ou les Crèches) et le Rouchain.

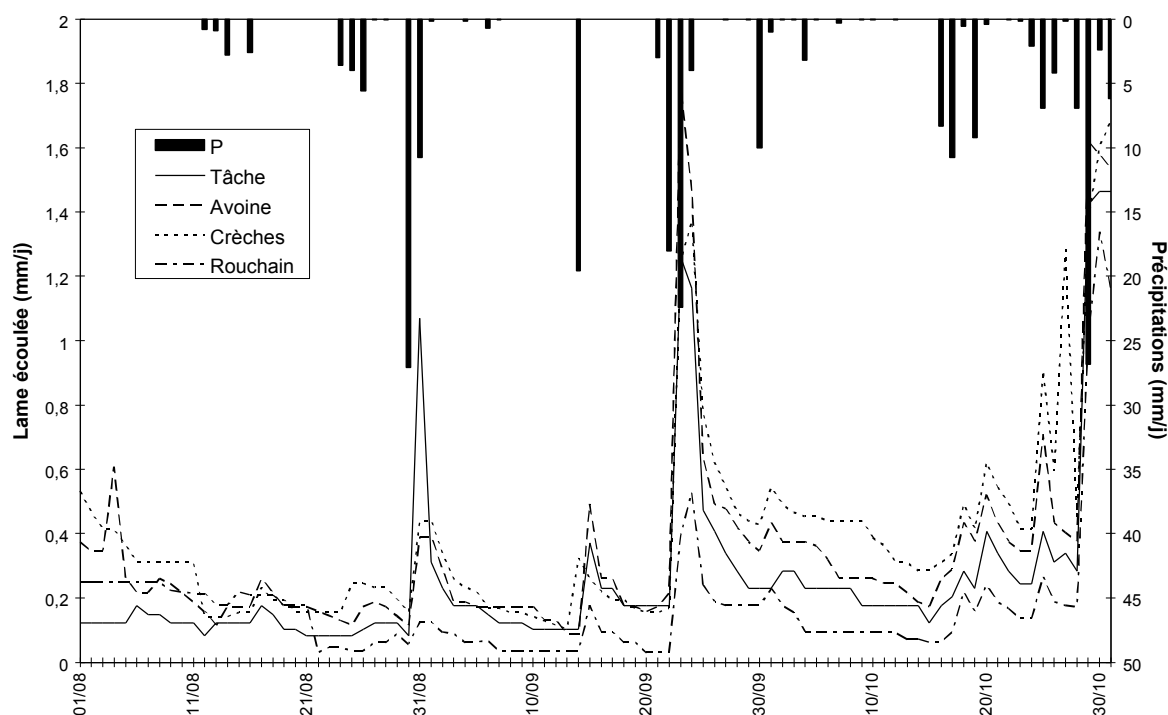


Figure 38 : Lames écoulée sur les 4 affluents du Renaison du 1er août au 30 octobre 1990

A un pas de temps journalier, le centile 0,05 (lame d'eau écoulee non dépassée 5 % des jours de l'année) pour l'année 1990 indique également un étiage plus prononcé sur le Rouchain, moyen sur la Tâche et une lame d'eau plus importante sur les Crèches et l'Avoine (cf. Tableau 4). Le Rouchain est également le cours d'eau aux crues les plus faibles, tandis que les Crèches sont le cours d'eau aux plus fortes crues. Remarquons que sur l'année 1990, les Crèches présentent de plus fortes lames d'eau écoulées que l'Avoine contrairement à la période d'août à octobre 1990.

centile	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
0,05	0,11	0,17	0,16	0,06
0,95	3,61	3,44	4,47	3,47

Tableau 4 : Centiles des lames d'eau (en mm/j) des différents cours d'eau

Le Renaison n'étant pas jaugé en plaine, une comparaison entre les débits de deux bassins limitrophes, l'un en plaine au nord (l'Oudan, 26,6 km²) et l'autre en montagne au sud (la Teyssonne, 23,0 km²), permet d'estimer les différences de comportement hydrologique entre la partie basse et la partie haute du bassin du Renaison (cf. Annexe 9 : Figure 68). Il en ressort que si la lame d'eau écoulée est plus importante sur le cours d'eau de montagne à l'échelle annuelle, le contraire se produit à l'étiage (de juillet à novembre), ce qui indique une meilleure aptitude des nappes souterraines de la zone de plaine à soutenir les étiages que les nappes localisées dans les arènes granitiques en montagne (le déficit hydrique qui est moins déficitaire en montagne qu'en plaine durant cette période ne peut expliquer cette différence d'écoulement). Ainsi, les nappes alluviales d'accompagnement emmagasinent l'eau en période froide et humide pour la restituer en été. L'exploitation de ces nappes souterraines doit donc être contrôlée afin de permettre un maintien des débits d'été et d'automne dans les cours d'eau.

12.1.1.2 Comparaison des caractéristiques des quatre sous-bassins amont

L'inégalité de la distribution spatiale des précipitations est forte dans ce secteur et pourrait être à la source des différences des lames d'eau écoulées. Cependant, la morphologie des sous-bassins versants ne permet pas de considérer cette cause comme essentielle puisque tous les sous-bassins ont une exposition sous-le-vent dominant d'ouest (cf. Carte 4, p. 42). Par ailleurs, les précipitations étant une variable spatiale auto-corrélée, les bassins géographiquement plus proches devraient théoriquement présenter des valeurs plus proches que des bassins éloignés, ce qui n'est pas le cas : la Tâche et le Rouchain qui se situent à l'opposé ont tous deux les plus faibles lames d'eau écoulées.

Tous les sous-bassins versants sont formés de granites. Mais, l'altération de ces granites est très variable. Aucune carte des formations superficielles n'est actuellement disponible sur ce secteur. Cette cartographie serait pourtant intéressante puisque l'épaisseur des sols et des formations superficielles détermine la transmissivité des formations aquifères superficielles. Le facteur épaisseur des sols et formations superficielles contrôle ainsi la dynamique des écoulements (réponse plus ou moins rapide des écoulements à l'exutoire) et le déficit hydrique donc la capacité à l'évapotranspiration. Néanmoins, une étude de terrain révèle une plus forte altération du granite sur le bassin du Rouchain [Brisson, 1996].

Obtention des données

Les caractéristiques des bassins versants sont de sources diverses et leur fiabilité est à nuancer :

- **le couvert végétal et le MNT** exprimant l'altitude et permettant donc le calcul des pentes et de l'orientation des versants ont été présentés auparavant : ils possèdent un niveau d'incertitude acceptable pour ce type de comparaison.

- **la densité de drainage** est issue de la digitalisation de la carte IGN au 1 / 25 000^{ème} : elle est égale à la longueur du linéaire des cours d'eau divisée par la surface du bassin versant. Comme nous l'avons vu précédemment, la mesure de la longueur d'un cours d'eau dépend de l'échelle d'observation. Ici, l'échelle de la carte est suffisamment fine pour être adaptée à la mesure. Par contre, la distinction entre écoulement pérenne cartographié par l'IGN et l'écoulement saisonnier est parfois difficile, ce qui peut générer des erreurs. Nous supposons que l'erreur relative est identique pour tous les bassins.

- **la densité de fracturation** est sujette à caution puisque si les failles ont été cartographiées par un même auteur (carte géologique du Mayet-de-Montagne au 1 / 50 000^{ème}, BRGM), elles sont difficilement visibles et leur détection dépend d'autres facteurs spatiaux tels que l'épaisseur des sols, la végétation... qui peuvent ainsi masquer ou au contraire mettre en valeur certaines structures tectoniques. La comparaison de la densité de fracturation entre sous-bassins doit être manipulée avec précaution.

Les facteurs importants ont été calculés avec le SIG en terme de surface relative ou de densité :

	La Tâche	l'Avoine	les Crèches	le Rouchain
Surface en km ²				
	12,76	5,94	6,67	16,54
Altitude moyenne en m				
	784	810	845	826
Couvert végétal en % de la surface totale				
feuillus	58,2	62,7	37,4	62,8
conifères	23,5	17,9	40,4	23,3
pâturages	11,5	7,9	7,8	5,9
prairies	4,6	11,1	12,2	7,6
terres labour.	0,0	0,0	0,5	0,0
habitat	2,1	0,5	1,8	0,5
pente en % de la surface totale				
<2 %	1,4	1,3	0,8	2,4
2 à 4 %	5,3	5,2	3,1	5,1
4 à 8 %	14,1	13,9	10,7	16,4
8 à 16 %	45,1	45,4	44,8	58,2
16 à 32 %	34,2	34,2	40,4	17,9
> 32 %	0	0	0,1	0
orientation des versants en % de la surface totale				
NE à NW	23,0	29,1	50,6	52,5
SE à SW	42,6	49,4	24,6	16,6
densité de fracturation en m/km ²				
	570	860	970	370
densité de drainage en m/km ²				
	1437	1410	1520	1550

Tableau 5 : Caractéristiques des bassins versants jaugés en amont des barrages du Renaison
(valeurs exprimées en pourcentage de la surface de chaque bassin versant)

- **le profil en long** est déterminé par "drapage" des axes principaux des cours d'eau sur le Modèle Numérique de Terrain (cf. Figure 39).

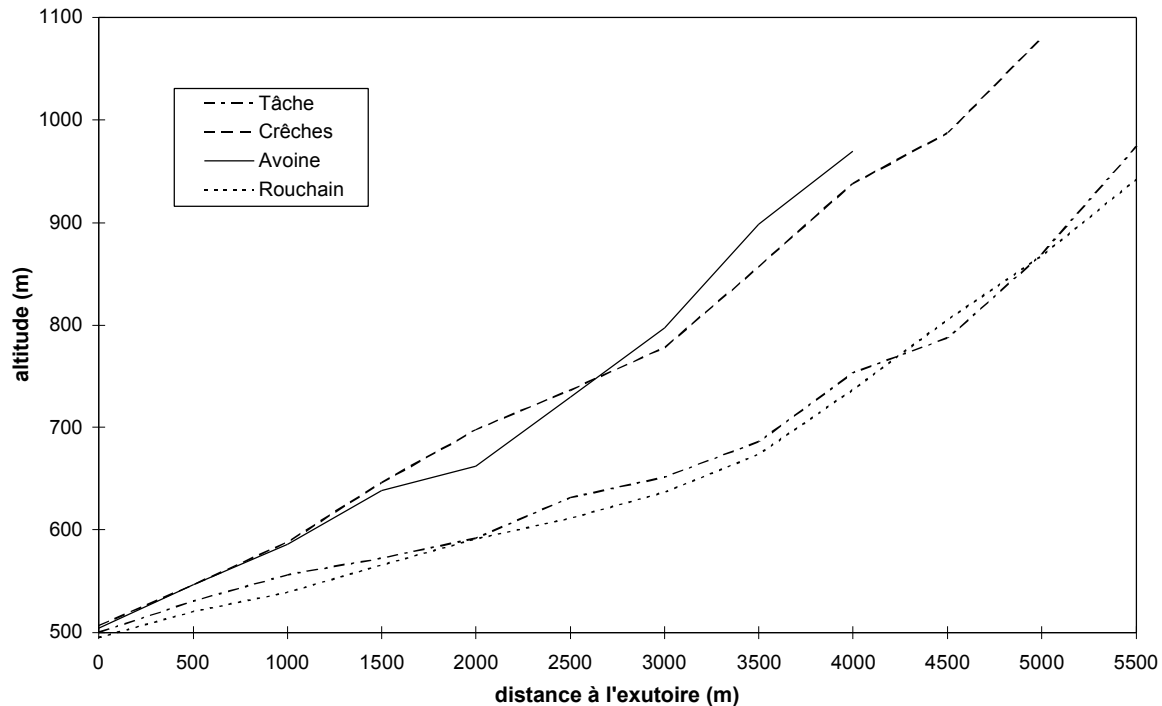


Figure 39 : Profil en long des 4 cours d'eau

12.1.1.3 Caractéristiques physiques des sous-bassins et différences des lames d'eau écoulées

Les différences d'**altitude moyenne** des sous-bassins sont négligeables.

L'**orientation des versants** paraît ne jouer aucun rôle dans les différences de lame d'eau écoulee des cours d'eau bien qu'intuitivement elle pourrait réduire l'insolation effective et la température, donc l'évapotranspiration. En revanche elle doit réduire les précipitations convectives. Le bassin des Crêches qui a le plus fort module spécifique est orienté principalement au nord, celui du Rouchain l'est aussi malgré le fait qu'il présente la plus faible lame d'eau écoulee.

La **pente** peut intervenir de différentes manières sur la quantité d'eau disponible pour l'écoulement. Elle augmente les vitesses d'écoulement des eaux souterraines de faible profondeur et réduit ainsi la saturation du sol par remontée de nappe [Beven et al., 1986]. Ainsi, elle réduit l'eau disponible pour l'évapotranspiration ce qui accroît l'écoulement. La pente joue également un rôle indirect puisque les sols s'organisent sur les versants selon la morphologie et la nature du substratum : dans la région, sur pente forte se forment des régosols (sols pelliculaires sur roche mère) [Faury, 1984] alors que sur les replats ou les zones de pente moyenne les sols sont plus épais (sols bruns dans les Monts de la Madeleine). Sur les régosols, la végétation est peu développée et l'évapotranspiration est ainsi réduite au profit de l'écoulement rapide en surface ou de l'écoulement souterrain rapide dans les fissures ou dans la pellicule d'arène. Sur les affluents des barrages, ces phénomènes pourraient expliquer les différences de lame d'eau écoulee (cf. Figure 38 et Tableau 5) : le sous-bassin le moins pentu (le Rouchain) présente les lames d'eau écoulées les plus faibles, le sous-bassin le plus accidenté donne les lames d'eau écoulées les plus fortes.

La saturation du sol est non seulement déterminée par la pente mais aussi par la **surface amont drainée** de chaque point. L'indice intégrant ces deux facteurs (pente $\tan b$ et surface amont drainée, a) a été défini par Kirkby [Kirkby, 1975] : $\ln (a / \tan b)$. Les intervalles de valeur de cet indice servent à constituer des classes de similarité hydrologique dans TOPMODEL (cf. paragraphe 9.2, p. 111). Le Rouchain qui produit la lame d'eau la plus faible, présente des valeurs plus fortes de cet indice c'est-à-dire une plus grande aptitude à la saturation du sol, symétriquement les Crèches qui donnent la lame d'eau écoulée la plus importante présentent l'indice le plus faible (cf. Figure 38 et Annexe 13, Figure 88 et Figure 87, p. 351). Ceci est cohérent à l'échelle de l'année (pas à l'échelle de l'épisode) puisque si le sol est saturé, l'évapotranspiration est plus importante et l'écoulement disponible en est d'autant réduit. Remarquons que cet indice permet de distinguer la Tâche de l'Avoine alors que ces deux bassins présentaient les mêmes classes de pente : les différences de valeur de l'indice de Kirkby expliqueraient alors le plus faible écoulement de la Tâche que de l'Avoine (cf. Figure 38). Cependant, un ratio de surfaces saturées important devrait se traduire par des pics de crue plus prononcés sur le Rouchain ce qui n'est pas le cas et contredit donc l'explication des différences d'écoulement par cet indice.

La nature de la **végétation** détermine en partie l'évapotranspiration. Par ailleurs, la végétation favorise l'infiltration [Grésillon, 1991] et ainsi la reconstitution de la réserve du sol qui servira ensuite à l'évapotranspiration. Un calcul de l'évapotranspiration maximale (évapotranspiration d'un type de végétal soumis à aucun stress hydrique) (cf. Annexe 8) indique cependant des différences minimales à l'échelle annuelle entre les bassins : moins de 2 % sur l'année 1990, en calculant une somme d'ETm (évapotranspiration maximale) pondérée par la surface relative de chaque type d'occupation du sol (le calcul de l'ETm est présenté en Annexe 8).

La **densité de drainage** exprime différents phénomènes physiques : la part relative de l'écoulement superficiel et de l'écoulement souterrain, la tectonique, le vieillissement du relief... Ce critère en favorisant le drainage des versants, réduit les durées d'infiltration en privilégiant le ruissellement [Grésillon, 1991]. Mais, sur le secteur étudié, les différents bassins ont une densité remarquablement proche les uns des autres puisque l'écart est au maximum de 10 %. Ce critère ne permet pas d'expliquer les différences de lame d'eau écoulée.

La **densité de fractures**, telle qu'elle est représentée sur la carte géologique, est plus importante sur les cours d'eau à plus forte lame d'eau écoulée. L'incertitude sur cette donnée est cependant trop élevée pour qu'elle puisse fournir une explication fiable aux différences de lame d'eau. La fracturation génère une meilleure infiltration par accroissement de la perméabilité des roches compactes comme le granite (conductivité hydraulique des fissures). En effet, autour des fractures se développent des auréoles d'altération qui offrent une certaine porosité. Les fractures elles-mêmes présentent une perméabilité en grand et induisent des circulations d'eau profondes (voir notamment [Langevin et al., 1991], [Laurent, 1992]) si les failles ne sont pas colmatées et qu'elles fonctionnent en distension.

Néanmoins, **un simple calcul de densité de fracturation ne fait pas apparaître le rôle majeur joué par une faille d'orientation NNW-SSE** qui traverse le secteur et est responsable de la morphologie régionale [Bureau de Recherche Géologique et Minière, 1978]. La faille est à l'origine du thalweg de la Tâche au nord et de son prolongement au sud par le thalweg du Rouchain. Elle s'accompagne de cataclasites qui sont des roches broyées. Cette

faille qui a fonctionné en distension doit être le siège de circulations d'eau et pourrait induire sur les deux sous-bassins (le Rouchain et la Tâche) une perte par infiltration profonde, contrairement aux sous-bassins des Crèches et de l'Avoine qui sont fracturés par des failles d'ordre secondaire. L'axe de cette faille se manifeste par la présence de sols plus profonds aptes à une meilleure infiltration. Cette fracture pourrait être une zone d'infiltration préférentielle des eaux qui resurgissent en bordure de la plaine en sources thermo-minérales (Renaison, Saint-Alban-les-Eaux, Sail-les-Bains). Cette hypothèse ne doit pas être négligée et pourrait expliquer les importantes différences de lame d'eau.

Enfin, le **profil en long** (cf. Figure 39) montre une bonne corrélation avec les lames d'eau écoulées : les bassins versants qui produisent le plus d'écoulement (les Crèches et, dans une moindre mesure, l'Avoine) sont ceux qui présentent la géomorphologie la moins évoluée c'est-à-dire un profil rectiligne, les bassins versants où l'écoulement est plus faible (le Rouchain et, dans une moindre mesure, la Tâche) sont par contre ceux au profil le plus concave (surtout le Rouchain) et donc le plus évolué. **L'évolution morphologique du relief signalée par une forte concavité entraîne un développement de l'épaisseur des altérites qui favorise la végétation et donc l'évapotranspiration.**

12.1.1.4 Conclusion

De cette étude comparative entre les cours d'eau, il ressort que parmi les caractéristiques physiques connues, la topographie paraît jouer le rôle dominant bien que des failles profondes pourraient expliquer également les différences de lame d'eau écoulées entre sous-bassins. Nous tenterons de quantifier le rôle de la topographie grâce à TOPMODEL (cf. paragraphe 12.1.2.2, p. 153). Un facteur important qui pourrait également déterminer ces différences de lames d'eau est la taille du bassin versant puisqu'il est bien connu que la lame d'eau écoulée est inversement proportionnelle à la taille du bassin et que nous observons que les deux bassins les plus petits sont ceux qui produisent les écoulements les plus élevés.

Par ailleurs, si les caractéristiques jouant un rôle déterminant sont distinguées, elles peuvent servir pour le choix de bassin versant de calage des paramètres du modèle afin d'estimer les débits sur des bassins non jaugés. En effet, la régionalisation des paramètres est fréquemment utilisée en hydrologie pour que l'extrapolation des paramètres soit contrôlée par une similarité physique. Les phénomènes hydrologiques sont supposés proches entre deux bassins si ceux-ci présentent des caractéristiques similaires en terme de lithologie, fracturation, états de surface, végétation, pentes, climatologie... L'analyse de la similarité physique entre bassins est facilitée par l'emploi des SIG ou de la télédétection grâce à l'étude des surfaces et de leur structure spatiale.

Dans le cas du Renaison, les critères clefs seraient l'indice topographique de Kirkby et le profil en long. Etant donné que la topographie est le facteur dominant, TOPMODEL constitue un modèle pertinent puisqu'il prend en compte la distribution spatiale de cette donnée (indice topographique de Kirkby).

12.1.2 Simulation des lames d'eau écoulées avec un modèle hydrologique

Le test des modèles GR3 et TOPMODEL est effectué sur quatre sous-bassins versants jaugés : la Tâche (12,77 km²), l'Avoine (5,94 km²), les Crèches (6,67 km²) et le Rouchain (16,55 km²) (cf. Carte 4, p. 42).

Les critères de calage et d'évaluation employés dans EMILE (cf. paragraphe 9.1, p. 109) [Dezetter, 1991] ont été également appliqués à TOPMODEL afin de comparer l'efficacité des deux modèles. Les paramètres sont calés en fonction du critère de Nash sur 1990 et sont validés sur 1991 car ce sont parmi les rares années où les mesures ont été effectuées sur les quatre sous-bassins versants. A priori, la durée de la période de calage est faible pour que le modèle global donne de bons résultats en validation d'autant que la période de validation est une année sèche tandis que celle de calage est une année humide (1032 contre 1350 mm à la station météorologique des Noës, cf. Figure 40). Par ailleurs, cette période de validation, 1991, présente des lacunes (sauf sur la Tâche) : 90 jours sur l'Avoine, 76 jours sur les Crèches et 26 jours sur le Rouchain.

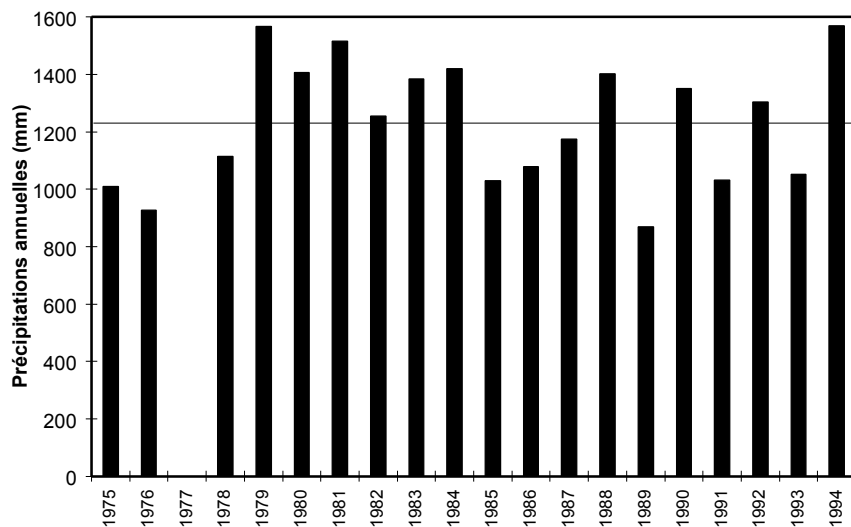


Figure 40 : Précipitations annuelles et moyenne interannuelle aux Noës (Météo-France)

Critère de calage

Le critère de calage utilisé dans la simulation des lames d'eau écoulées sur le Renaison est le critère de Nash [Nash et Sutcliffe, 1970] :

$$1 - \frac{\sum (Q_c - Q_o)^2}{\sum (Q_o - Q_{mo})^2}$$

Le dénominateur de cette relation représente la variance de la série observée, le numérateur correspond à la variance résiduelle. Ce critère permet d'estimer une efficacité de la simulation : en comparant la variance résiduelle par rapport à la variance totale.

Ce critère a été retenu avec GR3 car il offre de meilleurs résultats que d'autres critères en matière de : corrélation entre lame d'eau observée et lame d'eau simulée, respect du volume écoulé, minimisation des écarts absolus et représentation des crues [Dezetter, 1991]. C'est également le critère d'évaluation des résultats utilisé dans TOPMODEL.

Critères d'évaluation

Des indices numériques permettent de quantifier la comparaison des lames d'eau calculées aux lames d'eau observées [Dezetter, 1991] :

- coefficient de corrélation entre les valeurs observées et les valeurs simulées : évaluation des décalages dans le temps entre les hydrogrammes observés et calculés,

$$\rho_{x,y} = \frac{\text{Cov}(X, Y)}{\sigma_x \sigma_y}$$

avec $\text{Cov}(X, Y)$ covariance de l'élément X et de l'élément Y

σ_x et σ_y écarts types de l'élément X et de l'élément Y

- somme des carrés des écarts (SCE) : bilan volumique sur la période de simulation de l'écart entre les valeurs observées et les valeurs calculées, cette somme dépend du pas de temps et du nombre de pas de temps utilisés :

$$\text{SCE} = \sum_{i=1}^n |(\text{Lo} - \text{Lc})|^2$$

avec Lo lame écoulee observée (mm)

Lc lame écoulee calculée (mm)

n nombre de lames observées

- Indice de Reconstitution du Volume de Crue (IRVC) : évaluation de l'écart de volume entre les crues observées et les crues simulées. Sa valeur donne l'erreur en terme de pourcentage entre ces volumes (avec Crue an i : crue de l'année i considérée) :

$$\text{IRVC} = \sum_{i=1}^n \left[\frac{\text{Crue an } i}{\sum_{i=1}^n \text{Crue an } i} 100 * \left| \frac{\text{Crue an } i \text{ Calc}}{\text{Crue an } i \text{ Obs}} - 1 \right| \right]$$

12.1.2.1 Simulation avec le modèle global GR3

Après un calage des paramètres du modèle sur une série temporelle observée, l'aptitude de ce modèle à reproduire les lames d'eau observées sur une autre série chronologique ou sur un autre bassin versant du Renaison est étudiée.

Calage

Le calage correspond au choix d'un jeu de paramètres optimal pour des objectifs donnés. Les paramètres de calage A, B et C et d'initialisation K0 et Q0 présentés ci-dessous optimisent le critère de Nash et produisent les résultats suivants en ce qui concerne les critères d'évaluation (Lo représentant la lame d'eau écoulee observée et Lc la lame d'eau écoulee calculée). Signalons que K0 correspond au taux de remplissage du réservoir sol c'est-à-dire au rapport de S0 (niveau effectif du réservoir) et de A (capacité du réservoir sol).

Paramètres	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
A (mm)	361	381	563	552
B (mm)	260	470	659	486
C (mm)	0,32	0,34	0,34	0,46
K0	0,52	0,71	0,60	0,43
Q0 (mm/j)	0,76	0,41	2,54	1,16

Tableau 6 : Paramètres calés et initialisés en 1990

Critères	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
Nash	0,81	0,90	0,71	0,82
coefficient de corrélation	0,91	0,95	0,85	0,90
SCE	208	163	314	100
IRVC (février)	5	5	3	3

Lo moyenne	1,28	1,52	1,55	1,09
Lc moyenne	1,13	1,39	1,54	1,07
Lo max	14,95	16,63	11,40	7,66
Lc max	15,50	17,92	12,91	9,14
Lo min	0,05	0,09	0,10	0,03
Lc min	0,07	0,12	0,17	0,12
écart type Lo	1,71	2,13	1,73	1,83
écart type Lc	1,69	2,05	1,55	1,14
quartile 25% Lo	0,24	0,38	0,57	0,22
quartile 25% Lc	0,28	0,37	0,65	0,44
quartile 75% Lo	1,63	1,72	1,87	1,53
quartile 75% Lc	1,29	1,61	1,72	1,26
coefficient d'écoulement observé	0,35	0,41	0,42	0,29
coefficient d'écoulement calculé	0,30	0,38	0,40	0,29

Tableau 7 : Critères d'évaluation du calage du modèle GR3 sur les quatre bassins en 1990

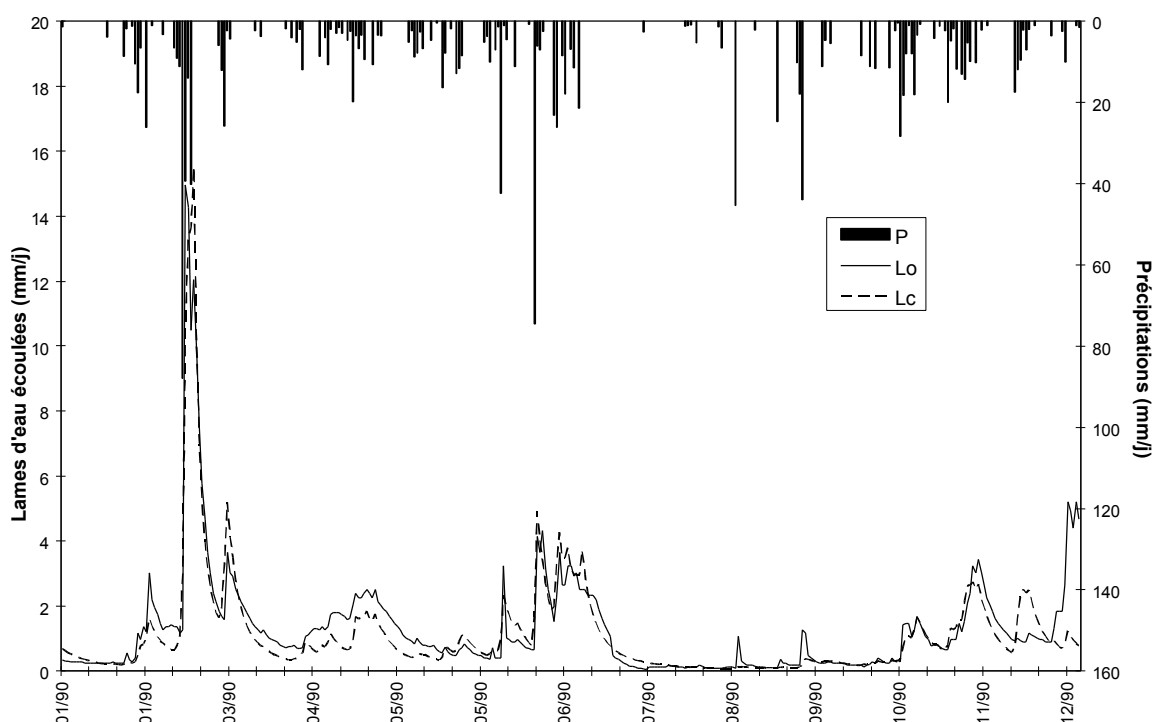


Figure 41 : Estimation des lames d'eau écoulées par calage du modèle GR3 sur la Tâche en 1990

La Figure 41 présente une anomalie en fin d'année soit dans la mesure des débits soit dans celle des précipitations, à moins qu'elle ne soit à attribuer à la rétention nivale. Les résultats graphiques sur les autres bassins versants sont présentés en Annexe 10.

L'ETP ou évapotranspiration potentielle (évaporation d'une surface d'eau libre) a été substituée par l'ETm ou évapotranspiration maximale qui intègre la nature du couvert végétal et son cycle annuel (ces variables sont définies en Annexe 8) afin de tester si cette dernière variable plus représentative de la nature végétale du bassin améliorerait la simulation. Les résultats sont identiques en ce qui concerne le critère de Nash : le modèle est aussi bien calé avec l'ETP qu'avec l'ETm (le calcul de ces variables est présenté en Annexe 8). Il y a sans

doute une compensation des paramètres. Par simplicité, le paramètre ETP est conservé dans les autres simulations avec GR3.

Validation

Emploi de la valeur de calage des paramètres pour estimer les lames d'eau écoulées sur une autre période (1991)

L'estimation des lames d'eau écoulées sur l'année 1991, à partir d'un calage en 1990 et d'une initialisation du paramètre Q0 (K0 : taux de remplissage du réservoir sol, cf. paragraphe 9.1, p. 109, n'a pas été initialisé étant donné son caractère non mesurable), donne des résultats moyens (voir médiocres sur les Crèches) en ce qui concerne le critère de Nash (cf. Tableau 8). Les crues sur les Crèches sont très sous estimées.

Il y a une forte sensibilité au paramètre d'initialisation Q0 : une extrapolation de la valeur de ce paramètre à partir de la période de calage dégrade très fortement les résultats.

	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
Nash	0,43	0,51	0,29	0,60
coefficient de corrélation	0,82	0,82	0,75	0,79
SCE	214	231	827	99
IRVC (février)	68	43	75	66
Lo moyenne	1,04	1,17	1,79	0,81
Lc moyenne	0,55	0,74	1,00	0,68
Lo max	5,18	5,99	9,07	4,82
Lc max	6,31	5,32	6,02	4,92
Lo min	0,03	0,13	0,06	0,04
Lc min	0,07	0,14	0,27	0,17
écart type Lo	1,01	1,04	1,70	0,82
écart type Lc	0,75	0,75	0,83	0,63
quartile 25% Lo	0,34	0,87	1,06	0,36
quartile 25% Lc	0,17	0,30	0,49	0,32
quartile 75% Lo	1,37	2,08	2,82	1,15
quartile 75% Lc	0,57	0,86	1,11	0,73
coefficient d'écoulement observé	0,37	0,41	0,64	0,29
coefficient d'écoulement calculé	0,19	0,26	0,35	0,24
ETR	690	702	598	604

Tableau 8 : GR3 : Validation sur 1991 du calage effectué en 1990

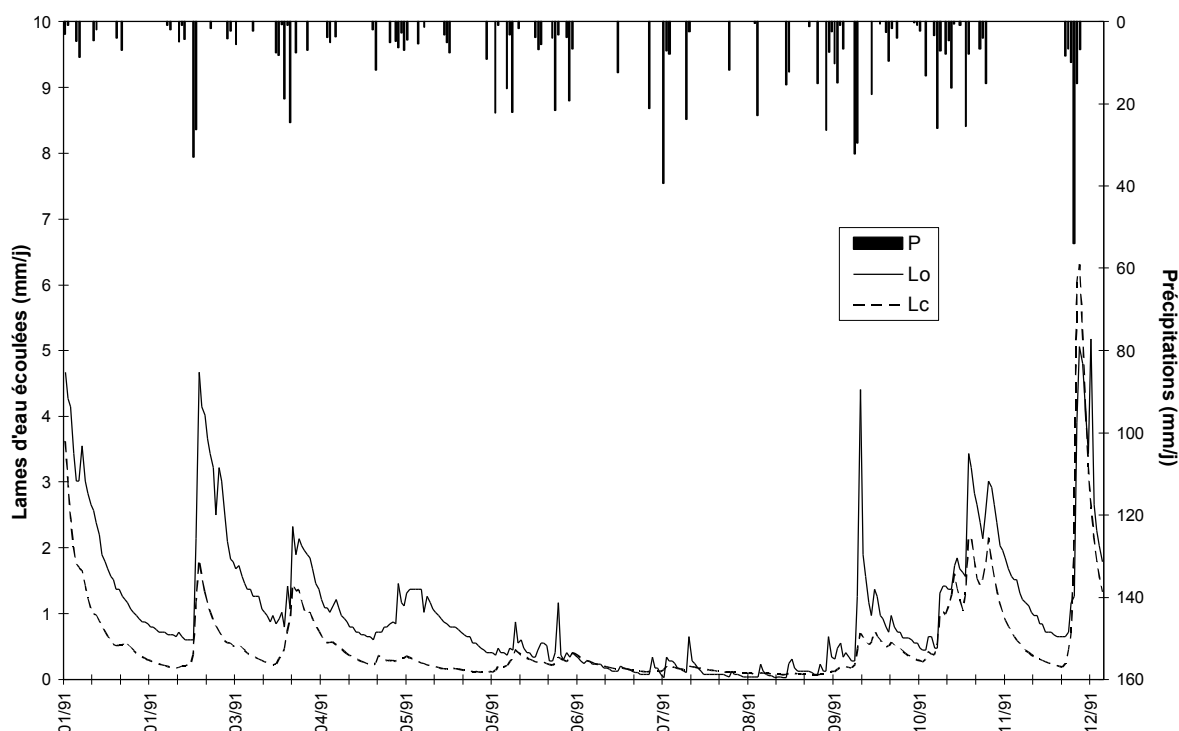


Figure 42 : Estimation des lames d'eau écoulées sur la Tâche en 1991 par un calage sur la Tâche en 1990

Les résultats graphiques sur les autres bassins versants sont présentés en Annexe 10.

Un calage sur l'année 1991 donne des valeurs de paramètres très différentes que le calage sur 1990 :

Critères	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
Nash	0,88	0,70	0,66	0,76
A	266	225	171	304
B	1034	1937	1526	1159
C	0,175	0,403	0,287	0,254
K0	1,00	0,85	1,00	0,73
Q0	5,25	4,83	12,08	3,52

Tableau 9 : Paramètres de GR3 calés en 1991

La valeur du paramètre A est beaucoup plus forte avec un calage en 1990 qu'en 1991, à l'inverse celle du paramètre B est plus faible : ces valeurs contribuent à réduire l'évapotranspiration et à augmenter l'écoulement dans le modèle en 1991. Le fait que le paramètre C soit moins élevé avec un calage en 1991 tend à une montée de crue plus différée qu'en 1990.

Dans cette illustration, il aurait été préférable de caler le modèle sur une plus longue période mais nous ne disposons pas des mesures de débits nécessaires (la période de 1973 - 1977, mesurée par le service des eaux de la Ville de Roanne, présente de nombreuses incohérences). Néanmoins, un calage effectué de janvier 1989 à décembre 1990 sur la Tâche conduit à une dégradation des résultats de la validation sur 1991 (critère de Nash de 0,32 au lieu de 0,43) peut être parce que l'année 1989 a été une année d'une sécheresse exceptionnelle

(cf. Figure 40, p. 146) et génère des paramètres non représentatifs d'une année moyenne ou légèrement sèche comme 1991.

Emploi de la valeur de calage des paramètres pour estimer des lames d'eau écoulées sur un bassin versant non jaugé

L'estimation des lames d'eau écoulées à partir d'un calage sur un autre bassin versant donne les résultats suivants en fonction du critère de Nash (par exemple, les paramètres calés sur la Tâche donnent une simulation sur les Crèches présentant un critère de Nash de 0,63) :

	Extrapolation à la Tâche	Extrapolation à l'Avoine	Extrapolation aux Crèches	Extrapolation au Rouchain
Calage Tâche	0,81	0,82	0,63	0,53
Calage Avoine	0,76	0,90	0,61	0,13
Calage Crèches	0,75	0,76	0,71	0,66
Calage Rouchain	0,70	0,64	0,60	0,82

Tableau 10 : Extrapolation des paramètres calés en 1990 avec GR3 : Valeur du critère de Nash

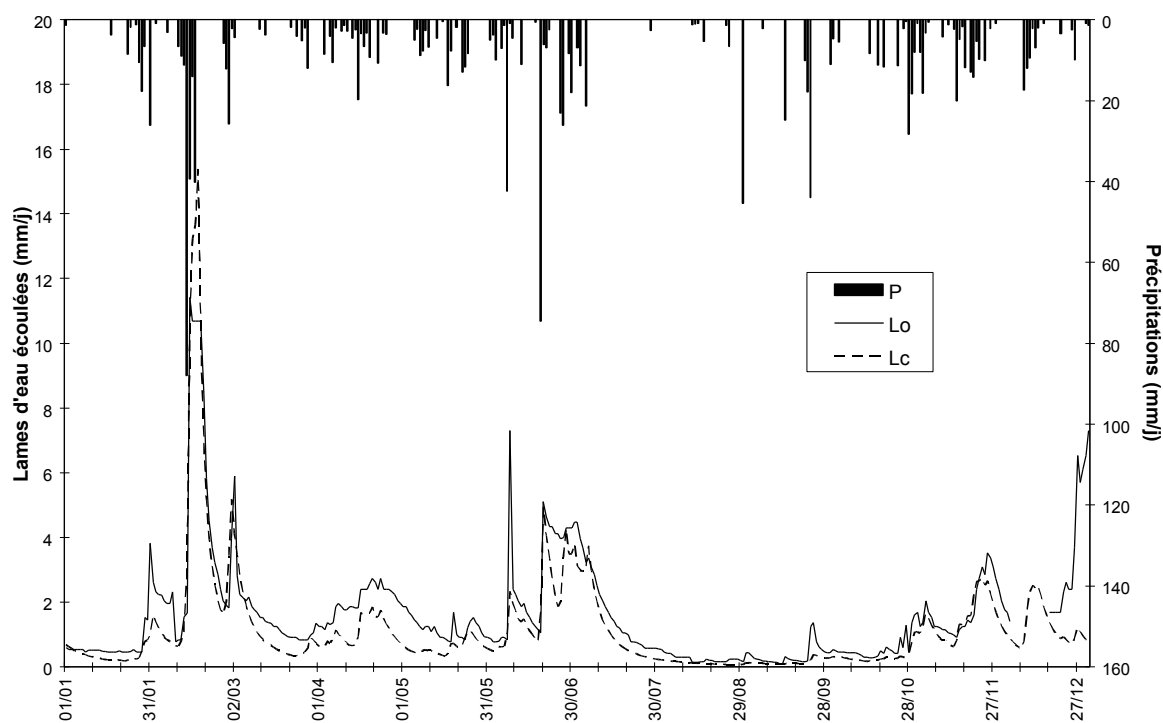


Figure 43 : Estimation des lames d'eau écoulées sur les Crèches en 1990 par calage sur la Tâche en 1990

L'extrapolation des paramètres sur d'autres bassins versants et sur une même période de référence donne ainsi des résultats acceptables sauf sur le Rouchain. En effet, ce dernier bassin présente un comportement hydrologique différent des trois autres (cf. paragraphe 12.1.1.1, p. 140).

Prévision

Une application intéressante d'un modèle hydrologique dans le cadre de la gestion d'un bassin versant est de prévoir les débits à partir d'une situation hydrologique à un jour j et en supposant un futur pluviométrique critique. Par exemple : quel va être le débit dans la rivière

s'il ne pleut pas pendant deux mois ? Une telle prévision peut permettre aux autorités d'élaborer un plan d'action afin de réglementer des prélèvements si cette situation se confirme.

La Figure 44 illustre une simulation des lames d'eau écoulées à partir du 12 juillet 1990 en supposant qu'aucune précipitation ne tombe sur le bassin versant de la Tâche jusqu'au 1^{er} septembre. Cette simulation résulte d'un calage des paramètres à partir de janvier 1989. La lame eau écoulee prévue dans une telle situation est :

- 1^{er} août 1990 : 0,330 mm/j soit 49 l/s,
- 1^{er} septembre 1990 : 0,095 mm/j soit 14 l/s.

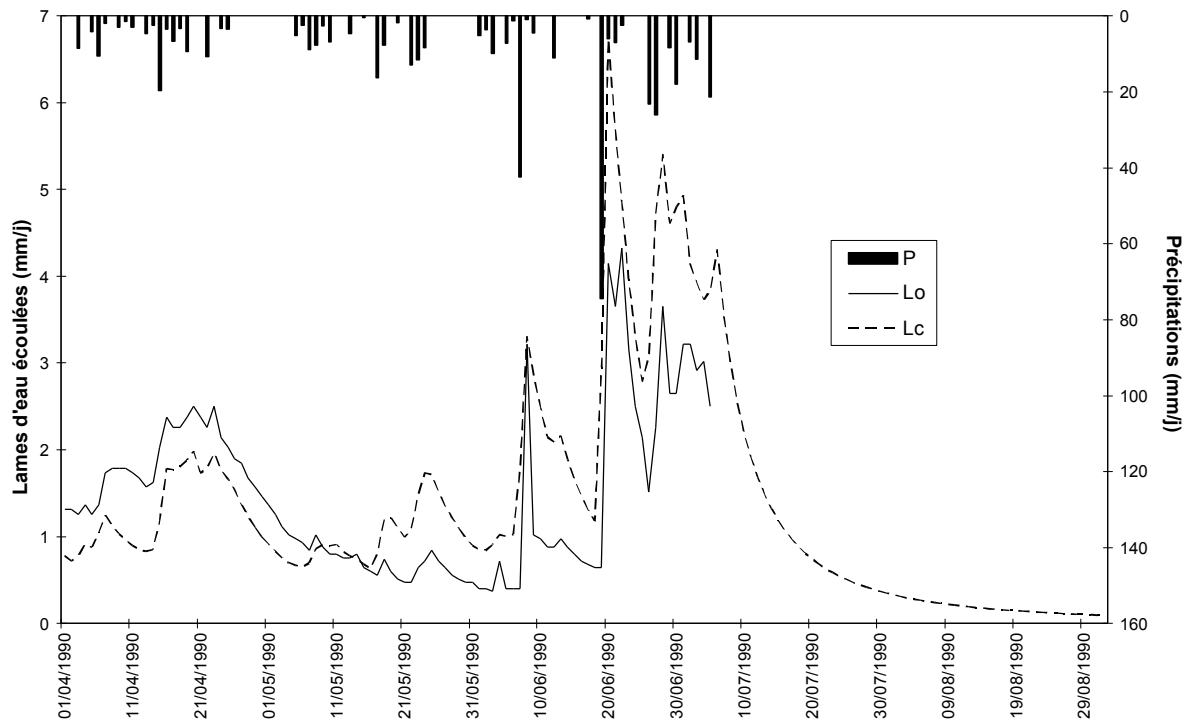


Figure 44 : Prévision de l'écoulement de la Tâche à partir du 12 juillet 1990 en supposant une absence de pluie au-delà de cette date

Conclusion sur l'intérêt du modèle GR3 pour la problématique d'un SAGE

Ce type de modèle se montre très sensible à la période de calage et les résultats en terme de critère de Nash se révèlent très inégaux entre les bassins versants : acceptables pour le Rouchain et l'Avoine voire pour la Tâche et médiocres pour les Crêches.

L'extrapolation des paramètres de GR3 à des bassins non jaugés permet d'estimer leurs débits ce qui est précieux dans la perspective d'aménagements ou de gestion. Cette extrapolation doit cependant être précédée par une analyse de la similarité physique entre le bassin non-jaugé et le bassin de calage : le SIG est, dans ce cadre, un outil précieux car dans l'exemple de nos quatre bassins versants, le Rouchain, qui présente une topographie différente des trois autres, se prête difficilement à une extrapolation des paramètres calés sur ces bassins (cf. paragraphe 12.1.1.1).

Une autre application d'un modèle global comme GR3 est la prévision des débits à partir d'un calage sur une chronique passée afin d'estimer les étiages et les crues en fonction de

scénarios pluviométriques. Mais, il faut alors manipuler les résultats avec prudence si la période de calage n'est pas suffisante.

12.1.2.2 Simulation avec le modèle semi-distribué TOPMODEL

Un modèle semi-distribué a l'avantage d'être moins empirique qu'un modèle global car la valeur de certains paramètres est basée sur des variables observables comme la topographie (cf. paragraphe 9.2, p. 111).

De plus, le modèle semi-distribué TOPMODEL pourrait apporter une information supplémentaire à celle des lames d'eau écoulées (sous la réserve d'une validation par des observations de terrain) : il permettrait d'estimer la distribution spatiale des zones saturées sur un bassin versant ce qui est utile dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau.

Calage

Contrairement à GR3, le calage est effectué manuellement avec TOPMODEL.

L'emploi de l'ETP ou évapotranspiration potentielle (évaporation d'une surface d'eau libre) est comparé à l'ETm ou évapotranspiration maximale qui intègre la nature du couvert végétal et son cycle annuel (ces variables sont définies en Annexe 8). L'ETP est utilisée dans TOPMODEL mais sa substitution par l'ETm serait a priori plus réaliste et permet de mieux représenter les particularités de chaque bassin versant puisqu'elle offre des coefficients de Nash de 0,69 ; 0,84 ; 0,72 et 0,53 avec l'ETm contre 0,61 ; 0,80 ; 0,57 et 0,42 avec l'ETP respectivement sur la Tâche, l'Avoine, les Crèches et le Rouchain. Par la suite, l'ETm est systématiquement substituée à l'ETP.

	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
m en m	0,045	0,040	0,050	0,054
T0	6	6	6	6
TD	3	3	3	3
SRmax en m	0,26	0,30	0,10	0,60
Q0 en m	0,00034	0,00038	0,00060	0,00018
Surface de contribution maximale	22,4%	27,6%	19,3%	11,4%

Tableau 11 : Paramètres et critère de Nash du calage de TOPMODEL sur les quatre bassins en 1990

Les graphiques du débit en fonction du temps montrent un fort lissage des valeurs par la simulation (cf. Figure 45) : les pics de crue sont en général mal représentés, excepté le pic de crue très important du mois de février 1990 (proche du 50^{ème} jour) qui est bien pris en compte sur tous les sous-bassins. Les tarissements sont systématiquement amortis par TOPMODEL ce qui indique une mauvaise représentation des processus par ce modèle. Les lames d'eau écoulées lors d'étiages sévères et prolongés sont surestimées (par exemple, le mois d'août 1990). Le cours d'eau au débit spécifique le plus faible (le Rouchain) présente le moins bon critère de Nash (cf. Tableau 9). A l'opposé, le cours d'eau au plus fort débit spécifique (l'Avoine) est celui où le calage donne les meilleurs résultats (cf. Tableau 12).

Ces écarts peuvent s'expliquer par une surestimation des débits de base dans le modèle et par la non prise en compte d'autres phénomènes d'écoulement rapide (sous-estimation des lames d'eau écoulées en fin juin - début juillet) que celui généré par les surfaces de contribution et notamment le ruissellement hortonien ou l'écoulement dans les macro-pores du sol.

	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
Nash	0,69	0,84	0,72	0,53
coef. corrélation	0,85	0,92	0,86	0,75
SCE	329	265	266	250
IRVC	9	4	15	6
Lo moy	1,28	1,52	1,55	1,09
Lc moy	1,45	1,48	1,69	1,19
Lo min	0,05	0,09	0,10	0,03
Lc min	0,30	0,31	0,48	0,17
Lo max	14,95	16,65	11,40	7,66
Lc max	16,77	21,17	15,83	8,60
écart type Lo	1,71	2,13	1,73	1,83
écart type Lc	1,68	2,03	1,64	1,09
quartile 25% Lo	0,24	0,38	0,57	0,22
quartile 25% Lc	0,62	0,58	0,78	0,51
quartile 75% Lo	1,63	1,72	1,87	1,53
quartile 75% Lc	1,76	1,73	2,05	1,43
coef écoule obs	0,35	0,41	0,42	0,29
coef écoule calc	0,39	0,40	0,48	0,32
somme ETR	870	864	867	884

Tableau 12 : TOPMODEL : critères d'évaluation du calage sur les quatre bassins en 1990

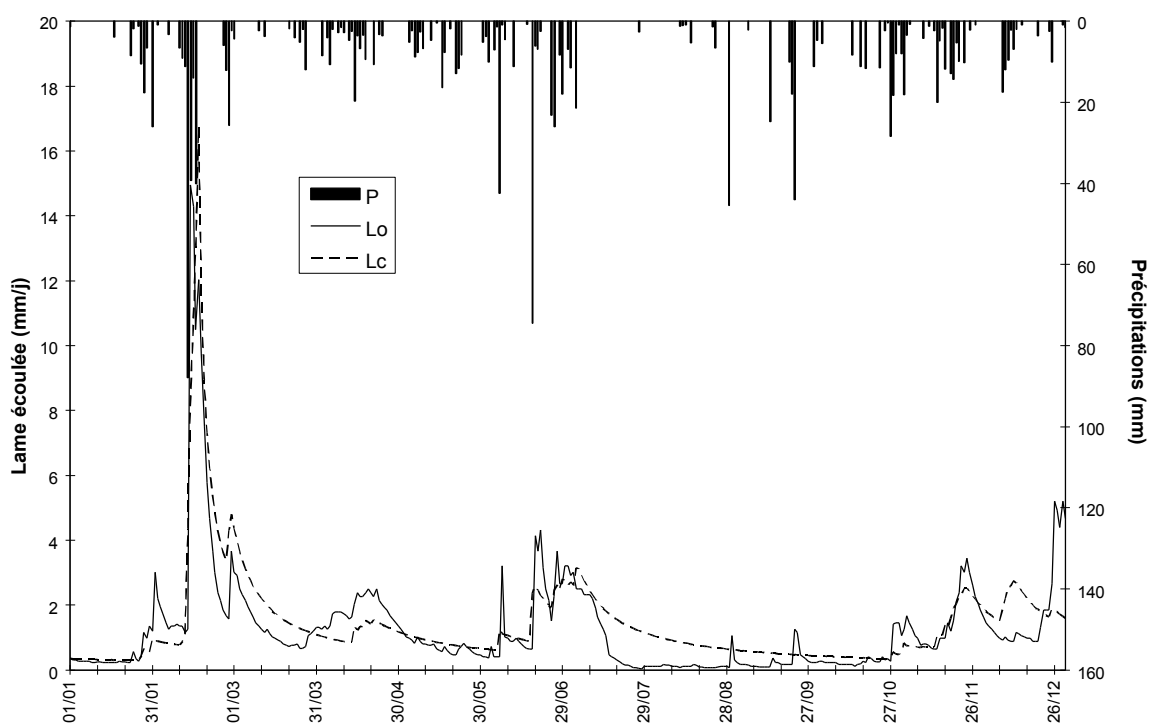


Figure 45 : Simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur la Tâche en 1990

Les résultats graphiques sur les autres bassins versants sont présentés en Annexe 10.

L'efficacité du modèle GR3 est meilleure que TOPMODEL pour cette période de calage pour tous les critères d'évaluation (cf. Tableau 7 et Tableau 12). Les étiages, tout particulièrement, sont beaucoup mieux estimés avec GR3.

Sensibilité aux valeurs de paramètres

Une variation de $\pm 20\%$ sur la valeur calée des paramètres indépendamment des autres, donne les résultats variables en terme de critère de Nash avec une simulation à partir de l'ETm.

	la Tâche	l'Avoine	les Crèches	le Rouchain
E initial	0,69	0,84	0,72	0,53
m+20%	0,62	0,78	0,68	0,47
m-20%	0,58	0,69	0,54	0,40
SRmax+20%	0,69	0,84	0,70	0,54
SRmax-20%	0,69	0,81	0,72	0,54
T0+20%	0,68	0,84	0,71	0,52
T0-20%	0,69	0,84	0,71	0,54
Q0+20%	0,68	0,84	0,70	0,53
Q0-20%	0,69	0,84	0,72	0,54

Tableau 13 : Sensibilité du critère de Nash des résultats de la simulation avec TOPMODEL aux valeurs de paramètres pour l'année 1990

Le modèle est très sensible à la valeur du paramètre de tarissement m . Ce paramètre est compris entre 0,4 et 0,6 sur les différents bassins. Le calage de ce paramètre est donc délicat. Les **courbes de tarissement apparaissent systématiquement ratées** (cf. Figure 45, p. 154, et Figure 77 à Figure 80 en Annexe 11) : mais si une réduction des valeurs de m améliore l'allure de la courbe en accélérant la décrue, cela surestime fortement le pic de crue et réduit globalement la qualité de la simulation (estimée par le critère de Nash). Le choix du critère de Nash comme critère de calage nous entraîne donc à surestimer l'écoulement souterrain.

La sensibilité à $SRmax$ est beaucoup plus faible mais ce paramètre varie largement entre les bassins : de 0,1 à 0,6. Son calage est donc, ici aussi, délicat.

$T0$ est par contre identique entre bassins : connaissant sa valeur sur un bassin, il serait possible de l'extrapoler à un bassin non mesuré mais similaire d'un point de vue géo-pédologique. Les valeurs de ce paramètre sont en tout cas peu réalistes (cf. plus bas).

$Q0$ est très variable, puisque c'est la lame d'eau écoulée aux conditions initiales, il est ainsi nécessaire de mesurer sa valeur au point étudié ou sinon d'extrapoler à partir d'une mesure à la même date sur un autre bassin. Lors du calage, ce paramètre n'a pas été optimisé car il correspond à une grandeur physique observable.

Les paramètres les plus critiques sont ainsi :

- le paramètre de tarissement m ,
- le déficit maximal de la zone racinaire $SRmax$,
- le débit initial $Q0$.

Validation

Sur l'année 1991, ce sont les précipitations mesurées et l'évapotranspiration maximale, ET_m, estimée à partir de la station météorologique des Noës qui sont introduites dans le modèle.

	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
Nash	0,74	0,48	0,39	0,60
coefficient de corrélation	0,86	0,82	0,85	0,78
SCE	96	155	513	91
IRVC (février)	9	6	45	18
Lo moyenne	1,04	1,17	1,79	0,81
Lc moyenne	0,97	0,94	1,18	0,85
Lo min	0,03	0,13	0,06	0,04
Lc min	0,20	0,18	0,25	0,20
Lo max	5,18	5,99	9,07	4,82
Lc max	4,82	4,96	7,50	3,26
écart type Lo	1,01	1,04	1,70	0,82
écart type Lc	0,86	0,89	1,05	0,67
quartile 25% Lo	0,34	0,87	1,06	0,36
quartile 25% Lc	0,33	0,28	0,43	0,31
quartile 75% Lo	1,37	2,08	2,82	1,15
quartile 75% Lc	1,35	1,30	1,58	1,16
coefficient d'écoulement observé	0,37	0,41	0,64	0,29
coefficient d'écoulement calculé	0,34	0,33	0,42	0,30

Tableau 14 : TOPMODEL : Validation sur 1991 du calage effectué en 1990

TOPMODEL offre sur la Tâche et les Crèches de meilleurs résultats en validation que GR3 et des résultats semblables sur le Rouchain et l'Avoine en ce qui concerne le critère de Nash (cf. Tableau 8). La prise en compte de la topographie offrirait une plus grande efficacité de ce modèle semi-distribué par rapport à un modèle global plus empirique.

Le calage du paramètre m en 1991 conduit à réduire sa valeur de l'ordre d'un tiers. Ceci semble indiquer une sensibilité de ce paramètre à la période de calage et donc à la situation météorologique. Il dépend en effet de la pente de la courbe de tarissement et varie ainsi en fonction des sols, de la végétation et de l'intensité des précipitations.

La forte baisse du paramètre SR_{max} entre un calage en 1990 et un calage en 1991 tend à réduire l'évapotranspiration en 1991 (réduction de la réserve du sol).

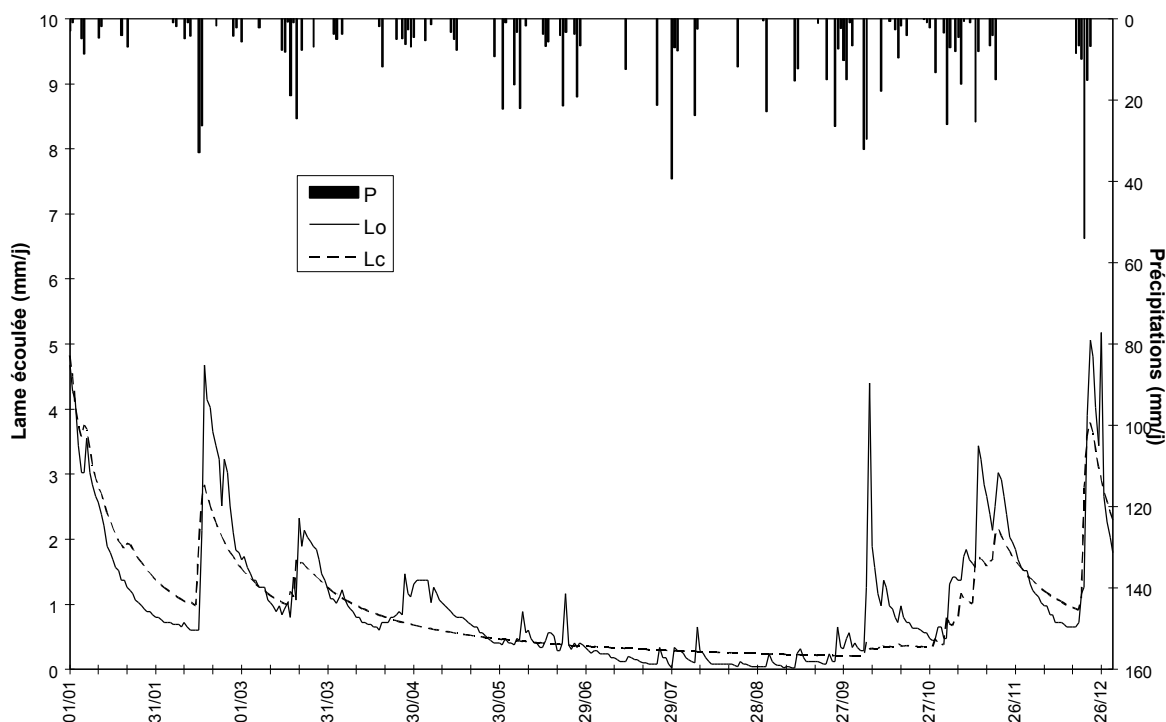


Figure 46 : Simulation des lames d'eau écoulées sur la Tâche en 1991 par calage sur la Tâche en 1990

Les résultats graphiques sur les autres bassins versants sont présentés en Annexe 10.

	Tâche	Avoine	Crèches	Rouchain
m en m	0,030	0,030	0,040	0,040
T0	6	6	6	6
TD	3	3	3	3
SRmax en m	0,21	0,06	0,02	0,20
Q0 en m	0,0046	0,0048	0,0073	0,0031
Nash	0,80	0,68	0,50	0,82
Surface de contribution maximale	11,2%	13,1%	9,7%	7,2%

Tableau 15 : Paramètres et critère de Nash avec un calage de TOPMODEL en 1991

Les paramètres de calage SR_{max} (la réserve du sol) et le paramètre de tarissement m , sont ainsi plus variables dans le temps que les autres paramètres de TOPMODEL. Ces paramètres peuvent compenser en effet certaines limites du modèle telles que : une mauvaise prise en compte d'autres phénomènes d'écoulement (macro-porosité, ruissellement hortonien...), une mauvaise représentation de la dynamique des nappes souterraines ou une mauvaise évaluation de l'évapotranspiration au cours du temps.

Emploi de la valeur de calage des paramètres pour estimer des lames d'eau écoulées sur un bassin versant non jaugé

L'estimation des lames d'eau écoulées à partir d'un calage sur un bassin versant donne les résultats suivants en fonction du critère de Nash :

	Extrapolation à la Tâche	Extrapolation à l'Avoine	Extrapolation aux Crèches	Extrapolation au Rouchain
Calage Tâche	0,69	0,80	0,62	0,26
Calage Avoine	0,65	0,84	0,53	< 0
Calage Crèches	0,65	0,79	0,72	0,12
Calage Rouchain	0,50	0,51	0,44	0,53

Tableau 16 : Extrapolation des paramètres calés en 1990 avec TOPMODEL : Valeur du critère de Nash

L'extrapolation de paramètres d'un bassin à un autre dégrade de façon très variable l'estimation des débits selon les bassins. Comme avec GR3, le bassin du Rouchain apparaît très différent des trois autres. Ainsi, par exemple, les paramètres calés sur le Rouchain produisent un critère de Nash de 0,50 seulement sur la Tâche ; les paramètres calés sur la Tâche produisent un critère de Nash de 0,26 sur le Rouchain.

Réalisme des paramètres

T0 est le logarithme de la transmissivité de surface du sol à saturation. Les valeurs de T0 égales à 6 en 1990 équivalent à une transmissivité de $400 \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$. Ces valeurs sont très élevées et ne correspondent guère à des mesures ponctuelles. Les auteurs de TOPMODEL [Beven et al., 1995] expliquent ce type de problème par :

- l'action des organismes et la fissuration de la roche mère qui créent une macroporosité et conduisent à des écoulements préférentiels rapides, ces chemins d'écoulement jouent un rôle déterminant dans l'alimentation des cours d'eau par les versants comme l'a prouvé l'étude approfondie d'un bassin versant africain [Chevallier, 1988] ;
- en période sèche, la zone d'alimentation des cours d'eau se réduit seulement à la partie du bassin versant la plus proche des cours d'eau ce qui peut être pris en compte par une transmissivité élevée.

La valeur constante de T0 pour chaque bassin versant est due à une pédologie relativement homogène constituée de sols bruns, de régosols et de tourbières formés sur du granite. L'existence de nombreuses diaclases et fractures dans la roche mère granitique offre une « porosité en grand » en accord avec les explications précédentes sur la surestimation nécessaire de la transmissivité.

SRmax est le déficit maximal de la zone racinaire. Il est équivalent à la Réserve Utilisable par les plantes et varie de 100 à 600 mm selon le bassin en 1990. En 1991, la valeur optimale pour l'Avoine est calculée à 10 mm mais afin de réduire l'ETm et d'augmenter le débit simulé. Ces valeurs de 100 à 600 mm semblent en contradiction avec les observations de la Chambre d'Agriculture de la Loire qui estime la Réserve Utilisable proche de 50 mm pour des sols bruns sur arènes granitiques et avec des cultures basses [Gueydon, 1994]. Mais, les bassins versants étant couverts principalement de forêts, l'enracinement est plus puissant et permet de mobiliser l'eau sur une plus grande profondeur. D'autre part, les tourbières occupent des surfaces non négligeables : elles présentent une réserve utilisable beaucoup plus élevée qu'une arène granitique. Bruneau et al. obtiennent d'ailleurs des valeurs de 300 mm, à une résolution du MNT de 50 mètres, en Bretagne sur un bassin versant dont la roche mère est constituée de schistes [Bruneau et al., 1995].

Il aurait été intéressant de comparer les différences de SRmax entre les bassins versants aux caractéristiques pédologiques de ces bassins, mais malheureusement aucune carte pédologique n'est disponible sur le secteur.

Le paramètre de tarissement **m** est compris pour tous les bassins entre 30 et 60 mm. Bien que m soit proportionnel à l'épaisseur du sol [Beven et al., 1995], sa réalité physique peut difficilement être observée. Bruneau et al. ont obtenu des valeurs de m de 30 mm sur un bassin versant breton de schistes [Bruneau et al., 1995].

Le paramètre m peut être obtenu aussi analytiquement par l'inverse de la pente de la courbe de tarissement de l'inverse de la lame d'eau écoulée, $1/Q$ (en h.m^{-1}), en fonction du temps (en h) après une pluie :

$$1/Q = (1/m) * t$$

A partir de mesures de courbes de tarissement à la suite d'une pluie de 15 mm, le 12 octobre 1993, nous obtenons par la méthode analytique, sur 30 jours de débit, des valeurs de m comprises entre 10 et 20 mm sur le bassin de la Tâche.

Comme nous l'avons dit, **pour améliorer la représentation de la dynamique du tarissement, il faudrait réduire le paramètre m lors du calage mais cela dégraderait alors fortement la simulation dans son ensemble.** Cette difficulté est due aux hypothèses sur lesquelles repose TOPMODEL qui modélise deux types d'écoulement : un écoulement rapide sur surface saturée et un écoulement de base retardé. Ces hypothèses n'ont pas été vérifiées sur le terrain et l'existence de nappes localisées dans les arènes de recouvrement, de nappes en milieu fissuré superficiel (diaclasses, failles colmatées en profondeur) ou profond (failles ouvertes ayant joué en distension) fréquentes dans ce horst granitique, déterminent **des chemins d'écoulement certainement beaucoup plus complexes que ceux de TOPMODEL.** La dynamique des nappes des bassins étudiés peut n'être que grossièrement approchée par le modèle.

Cartographie de la saturation du sol

Dans TOPMODEL, la distribution spatiale de l'état de saturation du sol dépend uniquement de l'indice topographique. Toutes les mailles du bassin versant ayant une même valeur d'indice topographique auront, à un instant donné, le même état de saturation S_i [Wendling, 1992]. Ainsi, la cartographie de la saturation du sol pour une période donnée peut être obtenue, à partir d'un SIG, par reclassification de la carte d'indice topographique.

A partir de TOPMODEL, il est possible d'écrire le fichier de l'état de saturation des classes d'indice en fonction du temps. Ce fichier est ensuite utilisé dans le gestionnaire de fichiers alphanumériques d'ARC/INFO, pour en extraire les valeurs à une période donnée et mettre à jour, grâce à elles, la carte de l'excès ou du déficit en eau des sols.

La Carte 12 présente l'exemple de l'évaluation du déficit sur le bassin de la Tâche durant la 5^{ème} décade de 1990 (février). L'excès n'apparaît, dans cette décade pourtant humide, que sur les mailles correspondant au réseau hydrographique calculé par le MNT mais il s'agit ici de résultats présentés à un pas de temps décadaire tendant à réduire l'ampleur des zones saturées étant donné leur caractère extrême. A un pas de temps journalier nous obtenons certains jours de cette décade une saturation du sol dans les bas-fonds de thalweg qui

alimentent les cours d'eau par ruissellement. Au contraire, les versants présentent un déficit important voisin de 300 mm (ce déficit correspond à la lame d'eau équivalente qu'il serait nécessaire pour saturer la zone non-saturée et la zone racinaire).

Néanmoins, **ces résultats sur l'état de saturation des sols ne peuvent pas être utilisés** sans une validation par des observations de terrain ou de télédétection lors de ces périodes. Par ailleurs, comme nous l'avons souligné, la complexité des chemins d'écoulement du terrain étudié (écoulement superficiel ou souterrain en milieu poreux ou en milieu fissuré) ne peut pas se résumer seulement au deux types d'écoulement pris en compte par TOPMODEL : les surfaces saturées restent en grande partie théoriques. De plus, les courbes de tarissement indiquent une surestimation de l'écoulement de base et donc une sous-estimation des surfaces saturées. Enfin, le pas de temps utilisé est trop élevé pour pouvoir déterminer ces surfaces de contribution cartographiquement : Bruneau et al. ont trouvé une mauvaise corrélation entre les surfaces de contribution simulées et les surfaces de contribution réelles pour des pas de temps supérieurs à 8 heures [Bruneau et al., 1995] (cf. paragraphe 9.2.1, p. 113).

12.1.2.3 Sensibilité de TOPMODEL à la résolution du MNT

Beven et al. indiquent qu'une résolution du MNT de 50 mètres est minimale pour les calculs hydrologiques [Beven et al., 1995]. Mais, l'adaptation de la résolution au modèle dépend de la nature de la topographie du terrain étudié : il est nécessaire de tester les effets de l'agrégation sur le terrain d'étude.

En seconde partie (cf. paragraphe 8.4, p. 74), une méthode d'analyse de la perte d'information basée sur l'évolution de l'entropie a été présentée. Sa validité a été démontrée par Vieux et Farajalla sur différents paramètres d'un modèle hydrologique distribué [Vieux, 1993], [Vieux et Farajalla, 1994] et [Farajalla et Vieux, 1995]. L'aptitude de l'indice de Shannon à représenter la dégradation de l'information sur TOPMODEL est à présent testée puisque le MNT intervient dans la détermination de l'indice topographique de Kirkby.

L'agrégation du MNT est de 4, 16 et 64 mailles, correspondant respectivement à des changements de résolution de 50 à 100 m, de 50 à 200 m et de 50 à 400 m. La méthode d'agrégation employée est la moyenne. L'agrégation par « le plus proche voisin » donne en effet des résultats beaucoup moins fiables puisqu'elle conduit parfois à affecter la valeur d'une maille initiale minoritaire à la maille grossière qui l'englobe.

Sensibilité de l'indice topographique de Kirkby à la résolution du MNT

Les fréquences des classes d'indice de Kirkby ont été calculées pour chaque niveau d'agrégation sur les quatre sous-bassins du Renaison (la Tâche, l'Avoine, les Crêches et le Rouchain) (cf. Annexe 13) : elles révèlent une dégradation quasiment proportionnelle au niveau d'agrégation, excepté pour le bassin versant de l'Avoine. Une étude réalisée en Bretagne [Merot et Ezzahar, 1991] a donné des résultats similaires : l'indice de Kirkby croît systématiquement au fur et à mesure de l'agrégation avec une moyenne de 3% quand le pas du MNT augmente de 10 m. Bruneau et al., dans une étude sur la sensibilité de l'indice de Kirkby à la taille du maillage et au pas de temps sur un bassin versant breton, relèvent l'existence d'un seuil de résolution à 50 m, au-delà duquel l'information est plus fortement dégradée [Bruneau et al., 1995].

Sensibilité des résultats de la modélisation à la résolution du MNT

	50m	100m	200m	400m
critère de Nash	0,69	0,68	0,08	< 0
entropie relative	1,0000	0,9952	0,9754	0,8692
surfaces de contribution maximales	22%	54%	79%	95%

Tableau 17 : Sensibilité du critère de Nash (simulation 1990) et du critère d'entropie de Shannon à l'agrégation sur le bassin versant de la Tâche

	50m	100m	200m	400m
critère de Nash	0,84	0,78	0,67	< 0
entropie relative	1,0000	0,9912	0,9510	0,8316
surfaces de contribution maximales	28%	67%	89%	93%

Tableau 18 : Sensibilité du critère de Nash (simulation 1990) et du critère d'entropie de Shannon à l'agrégation sur le bassin versant de l'Avoine

	50m	100m	200m	400m
critère de Nash	0,72	0,65	0,29	< 0
entropie relative	1,0000	0,9925	0,9620	0,8301
surfaces de contribution maximales	19%	30%	79%	90%

Tableau 19 : Sensibilité du critère de Nash (simulation 1990) et du critère d'entropie de Shannon à l'agrégation sur le bassin versant de les Crêches

	50m	100m	200m	400m
critère de Nash	0,53	0,52	0,31	< 0
entropie relative	1,0000	0,9945	0,9848	0,9098
surfaces de contribution maximales	11%	32%	67%	87%

Tableau 20 : Sensibilité du critère de Nash (simulation 1990) et du critère d'entropie de Shannon à l'agrégation sur le bassin versant du Rouchain

Perte d'information et pertinence de l'entropie de Shannon

L'efficacité du modèle, représentée par le critère de Nash suit la même évolution que l'entropie de Shannon notamment sur les quatre sous-bassins avec un décrochement des valeurs encore plus net (cf. Tableau 17 à Tableau 20) : une faible dégradation de 50 à 100 m, puis une forte baisse de l'efficacité correspondant à une inadéquation de la résolution du MNT à la modélisation par TOPMODEL. L'indice spatial pourrait être donc être utilisé pour prédéterminer l'échelle d'analyse pertinente sans avoir à lancer des simulations.

Cependant, l'entropie de Shannon représente mal la dégradation de l'indice de Kirkby en fonction de l'agrégation. En effet, la dégradation de l'estimation de l'indice de Kirkby est proportionnelle à l'agrégation (cf. Annexe 13).

En ce qui concerne les résultats de la simulation si l'hydrogramme est bien reproduit jusqu'à une résolution de 100 mètres, il n'en est pas de même des surfaces maximales de contribution qui sont très sensibles à la résolution du MNT. Une résolution de 100 mètres

entraîne une surestimation du double ou du triple de ces surfaces calculées à 50 mètres. Il est donc probable que des résolutions plus fines que 50 mètres génèrent des valeurs plus faibles ce qui conforte nos réserves sur le réalisme des résultats spatiaux de TOPMODEL.

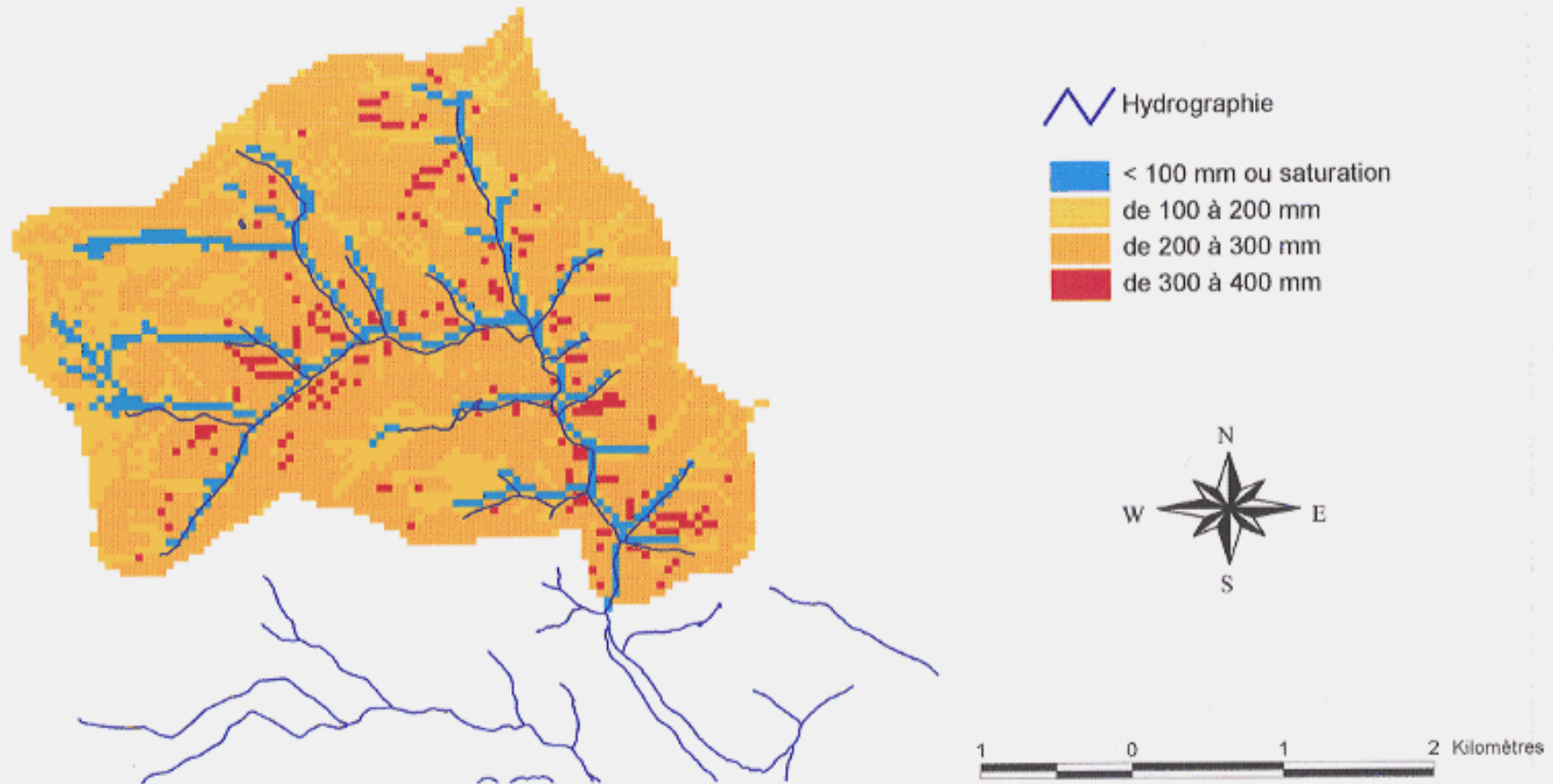
12.1.2.4 Conclusion sur l'emploi des modèles globaux et semi-distribués

Si le calage ne donne pas toujours des valeurs réalistes aux paramètres "physiques" (transmissivité du sol à saturation, paramètre de tarissement...), TOPMODEL offre de meilleurs résultats pour la prévision des débits pour deux bassins versants sur quatre. Il faut cependant souligner que si TOPMODEL offre de meilleurs résultats en ce qui concerne le critère Nash, les courbes de récession sont mal représentées par ce modèle. Ceci s'explique par la complexité des processus hydrologiques réels et notamment des chemins d'écoulement de l'eau qui peuvent difficilement être représentés par un modèle fondé sur seulement deux types d'écoulement : un écoulement rapide par surface de saturation et un écoulement de base.

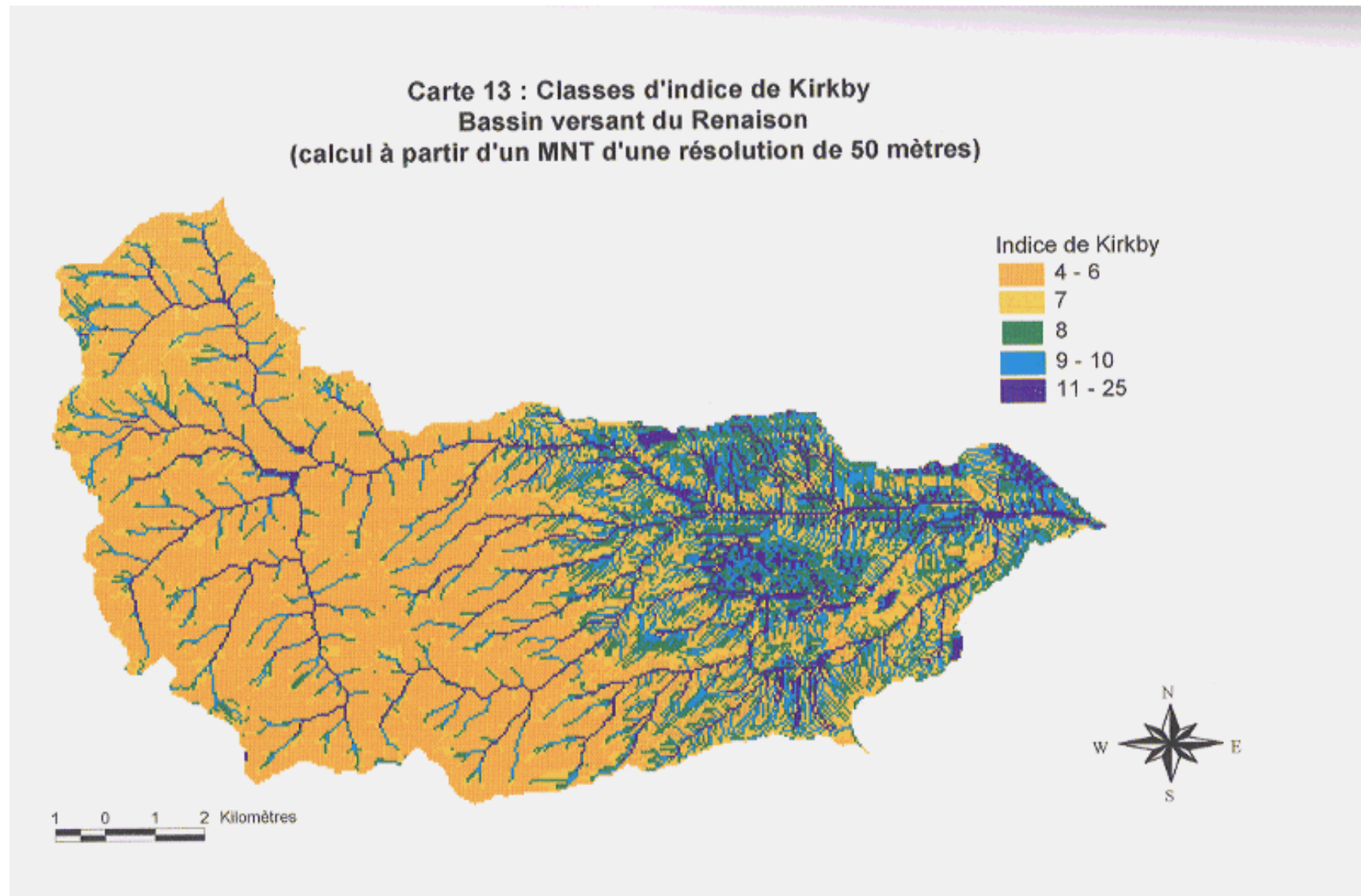
Pour l'estimation des débits sur un cours d'eau non jaugé et connaissant les débits sur un autre cours d'eau jugé similaire, il est préférable d'utiliser le modèle global GR3.

Le SIG est utile pour le calcul de paramètres distribués introduits dans TOPMODEL sous forme de fonction statistique (indice de Kirkby) ou, à défaut, sous forme de moyenne globale comme pour l'Evapotranspiration maximale, substituée à l'Evapotranspiration Potentielle. Pour le modèle global GR3, le SIG est également nécessaire afin d'appuyer sur une similarité physique l'extrapolation de paramètres à des bassins non jaugés.

Carte 12 : Déficit en eau à la 5ème décennie de 1990 estimé avec TOPMODEL
Sous-bassin versant de la Tâche
(affluent du Renaison)



Carte 12 : Déficit en eau à la cinquième décade de 1990 : la Tâche



Carte 13 : Classes d'indice de Kirkby sur le Renaison

12.2 Evaluation de la vulnérabilité des ressources en eau superficielle

La vulnérabilité d'une ressource en eau à la pollution peut être définie comme la facilité qu'un polluant éventuel a pour atteindre cette ressource et comme l'irréversibilité de l'atteinte de la nappe souterraine ou du cours d'eau.

La protection des ressources en eau contre des pollutions est un enjeu important pour la préservation des usages de l'eau et des milieux naturels aquatiques. Un SAGE doit prendre en compte la variation spatiale de la vulnérabilité de la ressource en eau dans le cadre de la protection de la ressource puisque le SAGE doit fixer les "objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau superficielle et souterraine et des écosystèmes aquatiques" (Loi sur l'Eau du 3 janvier 1992, art. 5).

La vulnérabilité de la ressource en eau superficielle ou souterraine doit guider les aménagements et la gestion des activités et usages de l'eau. Certaines portions d'un bassin versant sont capables de supporter des activités à risques de pollution tandis que d'autres doivent être ménagées car elles ont une influence déterminante sur la qualité de l'eau.

Une carte de vulnérabilité est pertinente dans le cadre d'un SAGE puisqu'elle permet de distinguer des unités de fonctionnement sur un bassin versant et d'adapter la gestion globale en fonction de ces unités. La carte doit permettre aux autorités ou aux usagers :

- de protéger les secteurs les plus vulnérables (plantation d'une ripisylve, reconversion des terrains d'agriculture intensive, assainissement des habitations...)
- d'optimiser le choix de l'implantation d'activités présentant un risque de pollution.

Cette approche converge avec celle des périmètres de protection des captages d'eau potable bien qu'elle n'ait pas les mêmes objectifs. Les ressources en eau à usage d'alimentation en eau potable font l'objet d'une procédure réglementaire de périmètres de protection. Ces périmètres ont pour objet d'offrir une auto-épuration du terrain à des polluants provenant de l'amont et de permettre un temps d'intervention minimum lors d'une pollution accidentelle massive [Lallemand-Barres et Roux, 1989].

La cartographie de la vulnérabilité est fondamentale pour appuyer une politique de préservation des ressources sur la distribution de paramètres physiques. En effet, pour l'exemple des périmètres de protection, la prise en compte de la vulnérabilité par définition manuelle butte sur la prise en compte de toute la diversité spatiale du milieu (sols, pente).

Bien que la connaissance approfondie des phénomènes hydrologiques nécessite forcément des observations et des mesures de terrain, la modélisation spatiale permet de mieux représenter l'impact de variables sur le fonctionnement du milieu et donc sur la vulnérabilité de la ressource. L'objectif est ici de tester de nouvelles méthodes de calcul avec un SIG et non de valider un modèle étant donné l'absence de mesures de terrain.

12.2.1.1 Phénomènes contrôlant la vulnérabilité d'une ressource en eau

Lorsqu'un polluant est déversé dans le milieu naturel, il peut soit s'écouler en surface soit s'infiltrer dans le milieu souterrain. En milieu souterrain, le polluant est soumis à des processus divers et complexes qui peuvent réduire sa quantité [Lallemand-Barres et Roux, 1989] :

- filtration physique des molécules plus grosses que les vides entre les grains du sol,
- biodégradation due à l'action de micro-organismes,
- adsorption sur les minéraux tels que l'argile, ce phénomène s'il réduit le caractère massif de la pollution entraîne cependant une pollution résiduelle pérenne.

Pour l'écoulement superficiel, ces phénomènes peuvent aussi intervenir mais ils sont beaucoup moins importants, ce qui explique que les pollutions transmises en surface soient plus massives mais également moins pérennes.

D'autres facteurs ne réduisent pas la quantité du polluant mais modifient ses impacts sur le milieu hydrologique :

- dilution du polluant dans l'eau du milieu naturel,
- temps de transfert jusqu'à la ressource en eau : plus il est faible, moins les mesures de dépollution ou de remplacement de ressource auront le temps d'être prises.

12.2.1.2 SIG et cartographie de la vulnérabilité

Des cartes de vulnérabilité des ressources en eau ont été réalisées à partir de SIG dans de nombreux pays depuis plusieurs années. Bien que certaines méthodes s'appuient sur une prise en compte de la variabilité spatiale des données, elles ne correspondent qu'à une superposition cartographique dont l'exploitation ne peut être que limitée : [Aller et al., 1985], [Peverieri et al., 1991], [Munoz et Langevin, 1991], [Barrocu et Biallo, 1993] et [Griner, 1993]. En effet, cette superposition se réduit à une analyse locale qui ne permet pas d'affecter à un point une valeur dépendant de son environnement géographique. Pour évaluer la vulnérabilité sur une base plus physique grâce à des lois déterministes, certains hydrogéologues ont employé des modèles hydrodynamiques [Lallemand-Barres et Roux, 1989]. Mais ces modèles sont trop exigeants en données pour pouvoir être utilisés largement.

L'objectif est ici plutôt, de définir des unités de fonctionnement sur un bassin versant afin de gérer l'espace en fonction de la sensibilité du milieu [Wasson et al., 1993].

Une première méthode qui s'appuie sur la détermination d'un temps de transfert calculé à l'aide de la loi de Darcy a été élaborée. Cette méthode est utilisée pour réaliser une carte de temps de transfert représentant la vulnérabilité. Aucune validation n'a pu être réalisée dans le cadre de cette thèse. Ce travail est donc actuellement uniquement prospectif, le but étant de montrer que les outils d'analyse spatiale d'un SIG peuvent prendre en charge des calculs de ce type.

12.2.1.3 Evaluation de la vulnérabilité par la loi de Darcy

Critère utilisé et domaine d'applicabilité de la méthode proposée

Les phénomènes d'adsorption, de filtration mécanique, de biodégradation et de dilution sont complexes et très variables dans l'espace, dans le temps et en fonction de la nature du polluant. La modélisation de ces phénomènes est impossible à l'échelle d'un bassin versant en l'absence d'une grande densité de mesures.

Le critère de vulnérabilité qui a été retenu est le temps de transfert entre le point de pollution et la ressource en eau [Laurent et al., 1995]. Le danger de pollution massive baisse quand le temps de transfert augmente [Barrocu et Biallo, 1993] pour deux raisons : dégradation et dilution du polluant et possibilité d'intervention humaine pour trouver une ressource de substitution ou pour traiter la pollution. Mais ce critère n'est pas adapté si on s'intéresse à un risque de pollution chronique et diffuse.

La carte de vulnérabilité résultante est donc une carte des temps de transfert jusqu'à la ressource en eau (rivière, lac, puits exploitant une nappe souterraine...).

Pour déterminer un temps de transfert, il est nécessaire de connaître la vitesse de transfert. Cette vitesse est contrôlée par des processus complexes qui sont principalement : la convection, la diffusion et la dispersion [de Marsily, 1981] :

- convection : déplacement d'un volume d'eau et de polluant sans modification de ce volume (pas de mélange avec l'environnement), les vitesses de déplacement sont données par la loi de Darcy,
- diffusion moléculaire : le mouvement thermique des particules mélange les molécules de polluant avec son environnement aquifère, le volume pollué augmente donc et la concentration se réduit,
- dispersion cinématique : l'irrégularité des chemins microscopiques de l'eau entre les grains du sous-sol entraîne une dispersion du polluant dans le milieu aquifère (augmentation du volume pollué).

Les deux derniers phénomènes, s'ils sont importants, tendent à retarder et à diluer le pic de concentration en polluant. La prise en compte du mécanisme d'écoulement convectif tend alors à surestimer les vitesses de transfert ce qui n'est pas réellement un handicap puisque cela se situe dans une situation pessimiste (plus forte concentration, temps de réaction moindre pour stopper le polluant ou trouver des ressources de substitution).

Modélisation de différents types d'écoulement

Influence de la nature et de l'état d'humidité des sols sur le transfert de polluants

Le modèle proposé s'applique à un écoulement par ruissellement et à un écoulement en milieu poreux. L'écoulement en milieu fissuré requiert une étude fine des structures (karsts dans du calcaire, basalte diaclasé, failles ouvertes dans toute roche compacte) et le recours à des modèles aux éléments finis est indispensable pour la détermination des temps de transfert dans ce type de milieu.

L'écoulement souterrain et l'écoulement superficiel peuvent se produire simultanément en différents lieux sur un même bassin versant ou alternativement en un même point selon l'état d'humidité du sol.

- Ruissellement

Le ruissellement (cf. Figure 47 : type Qa) est contrôlé par plusieurs paramètres dont les principaux sont : la perméabilité du sol (les argiles comme les roches consolidées non altérées ont une trop faible perméabilité pour permettre l'infiltration), la situation topographique (le ruissellement est favorisé par la convergence d'écoulements et la faible pente) et le contexte météorologique (ruissellement favorisé lors d'une forte pluviométrie sur sols humides). Lorsque le sol est moins humide, il peut y avoir stockage de la pollution pendant plusieurs jours voire plusieurs mois puis lessivage lors d'un épisode pluvieux conséquent (phénomène fréquemment observé avec les nitrates). Dans ce cas, la pollution est retardée ce qui réduit la gravité de la situation en permettant d'intervenir pour traiter la pollution si possible ou de trouver une ressource de remplacement. Il est ainsi plus prudent de se placer dans une situation météorologique humide.

- Ecoulement au travers d'une nappe permanente

Lorsque le sol est suffisamment perméable et non saturé, le polluant peut s'infiltrer, migrer verticalement dans le sol jusqu'à rejoindre une nappe souterraine permanente, le mouvement devient alors latéral (cf. Figure 47 : type Qc). Ce type d'écoulement se produit dans des formations géologiques perméables : sédiments sableux ou graveleux non consolidés (alluvions par exemple).

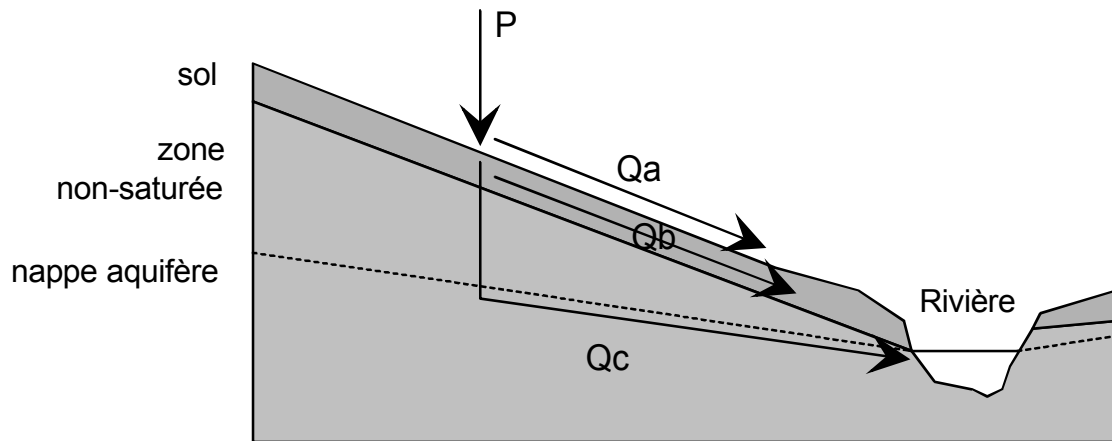
- Ecoulement souterrain temporaire de faible profondeur

Il existe fréquemment des discontinuités horizontales à l'intérieur du sol. Ces discontinuités génèrent des variations importantes de perméabilité. Une grande partie de l'écoulement vertical peut alors être « stoppé » s'il rencontre un horizon de moindre perméabilité et migrer alors latéralement au sein d'une nappe temporaire (cf. Figure 47 : type Qb). Ce cas est très fréquent [Pilgrim et Cordery, 1992] dans :

- des altérites sur substratum imperméable : arènes sur granite, sur schiste...
- un profil de lessivage à partir d'une roche argilo-sableuse : migration des argiles en profondeur (0,3 à 1 m) et enrichissement relatif en sables en surface.

Ce phénomène est accru par l'accroissement de la perméabilité et de la porosité dans les premiers décimètres du sol du fait de l'activité des organismes vivants ou du travail des hommes sur les terres labourées. Brakensiek et al. (1988) ont observé un accroissement des porosités efficaces de 10 à 20% après labour. Skaggs et Khaleel ont relevé des vitesses d'infiltration deux fois plus élevées en prairie que sur sol nu et encroûté [Skaggs et Khaleel, 1982].

Le gradient hydraulique de ce type de nappe est proche du gradient topographique car la discontinuité responsable de la formation de cette nappe est liée à un processus d'altération.



P : point de pollution

Qa : transfert par ruissellement

Qb : transfert souterrain temporaire de faible profondeur

Qc : transfert au travers d'une nappe d'eau permanente

Figure 47 : Les trois grands types d'écoulement sur un versant

Evaluation des vitesses de transfert en fonction du type d'écoulement

- Ruissellement :

Le temps de transfert avec un ruissellement peut être supposé instantané à l'échelle de temps qui nous intéresse (le jour) étant donné l'ordre des vitesses d'écoulement superficiel.

- Transferts souterrains :

La vitesse de cheminement effective u_p (en m.s^{-1}) d'une molécule d'eau ou de polluant en milieu poreux est estimée à partir de la loi de Darcy :

$$u_p = \frac{K * i}{\omega_{\text{eff}}} \quad (1)$$

avec : K perméabilité de l'aquifère en m.s^{-1}

i gradient de charge hydraulique (sans dimension)

ω_{eff} porosité efficace (sans dimension) qui diffère de la porosité totale par le fait qu'elle néglige l'eau liée aux grains

Il est nécessaire d'introduire une étape supplémentaire pour le type d'écoulement au travers d'une nappe permanente car avant de rejoindre la nappe permanente, la migration est verticale dans la zone non-saturée qui peut présenter une porosité efficace et une perméabilité différentes de celles de la nappe.

Nous avons donc pour ce type d'écoulement :

. une première étape de migration contrôlée par une vitesse de transfert u_{pA} telle que :

$$u_{pA} = \frac{K_A}{\omega_{effA}} \quad (2)$$

avec : K_A perméabilité de la zone non saturée

ω_{effA} porosité effective de la zone non saturée

. une seconde étape de migration avec une vitesse u_{pB} contrôlée par l'équation (1) avec des valeurs de paramètres correspondant à la nappe permanente

Evaluation de la perméabilité à partir de la carte géologique ou pédologique

Pour déterminer les temps de transfert d'une pollution, il faut posséder une information détaillée sur les propriétés de l'aquifère, telles que la variabilité spatiale de la perméabilité. Toutefois, les cartes des perméabilités du sol sont rarissimes. La carte géologique de France du BRGM est utilisée afin d'évaluer la perméabilité à partir de la texture des roches.

La texture du matériau détermine sa perméabilité, il est donc possible d'établir une relation entre le paramètre texture du sol et sa perméabilité [Saxton et al., 1986] et [Rawls et Brakensiek, 1983 et 1985]. Cependant, cette texture est elle-même peu précise dans les cartes car rarement quantifiée en termes de pourcentage granulométrique, on dispose le plus souvent d'une terminologie générale telle que « sables argileux », « limons sableux »... ce qui entraîne une gamme de perméabilités possibles. Si une texture correspond à un intervalle de valeurs de perméabilité, la valeur la plus forte est retenue puisqu'elle correspond à la situation la plus défavorable (vitesse proportionnelle à la perméabilité).

Implantation dans un SIG

Le gradient hydraulique est estimé à partir d'une carte piézométrique ou, en présence d'un contexte géologique favorisant l'écoulement temporaire de faible profondeur, le gradient hydraulique est supposé égal au gradient topographique.

Les zones de ruissellement dues à la position topographique et à la situation météorologique sont estimées avec TOPMODEL (cf. paragraphe 9.2, p. 111). Elles correspondent à un indice de Kirkby faible.

L'évaluation du temps de transfert en écoulement latéral est délicate. Des fonctions implantées sur certains SIG raster permettent de modéliser un déplacement sur une carte de coûts unitaires comme nous l'avons vu auparavant.

La fonction *spreading through* [Tomlin, 1990] ou *Pathdistance* d'ARC/INFO, définie dans la partie 2, permet de modéliser une distance non euclidienne (la distance minimale entre deux points n'est pas une droite). Ceci est typiquement le cas d'un écoulement : le cheminement de l'écoulement ne suit pas une ligne droite pour rejoindre un point bas quelconque mais est déterminé par les directions de plus grande pente. Ainsi, dans la Figure 48, la rivière n'est pas menacée par une pollution se produisant sur le point A, bien que A soit proche de la rivière (en distance euclidienne) et soit situé dans un secteur aux vitesses de transfert élevées (gradient élevé). Au contraire B qui est situé plus loin du cours d'eau peut le polluer.

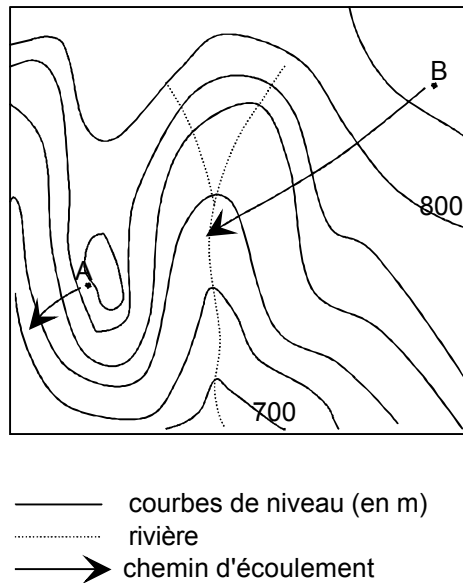


Figure 48 : Chemins d'écoulements et risques de pollution à partir d'un versant

Il est possible d'obtenir avec un SIG la « distance » non euclidienne (ou « distance-coût ») analogue à un temps de transfert. Le calcul du temps de transfert revient à déterminer d/u sur un cheminement réel. En prenant comme coût l'inverse de la vitesse, alors cette « distance-coût » sera égale à $d * \text{coût}$.

La distance sur un terrain réel étant différente de sa projection sur un plan horizontal, il est possible de calculer la distance réelle par la fonction *Focal spreading on* qui améliore la précédente en prenant une distance réelle sur une surface et non une distance projetée sur un plan.

La difficulté principale est que l'eau s'écoulant dans le sens d'une pente négative, l'algorithme doit interdire l'écoulement dans certaines directions sous la contrainte du signe de la pente. Ce problème est résolu, dans ARC/INFO, en utilisant un facteur vertical égal à 1000 lorsque la pente est positive et à 1 lorsque la pente est négative. Ainsi le temps de transfert t sera tel que :

$$t = \sum_{i=1}^n t_i \Rightarrow t = \sum_{i=1}^n (VF_i * d_i / u_i) \Rightarrow t = \sum_{i=1}^n (VF_i * d_i * \text{coût}_i)$$

avec VF_i : facteur vertical en la maille i , fonction du sens de la pente
 coût_i (en j.m^{-1}) : inverse de la vitesse en la maille i
 d_i (en m) : distance réelle entre le centre de la maille i et sa voisine placée sur la direction de plus grande pente

- Calcul du temps de transfert vertical en zone non-saturée

Le modèle est peu sensible à cette étape d'écoulement puisque nous supposons une saturation provisoire de cette zone.

Cependant que dans le cas d'une absence de saturation de cette zone, les perméabilités sont beaucoup plus faibles. Une pollution se produisant sur une zone non-saturée en situation

de déficit hydrique est donc retardée, sauf si le volume de polluant, sous forme liquide, suffit à saturer cette zone (vidange d'un réservoir d'hydrocarbures, de pesticides, de lisier ou d'autres produits toxiques à l'état liquide).

- Obtention du temps de transfert total

La somme des cartes de temps de transfert latéral et des temps de transfert vertical donne le temps de transfert total. Soulignons que le temps de transfert latéral est un temps de transfert cumulé maille par maille car il s'effectue en deux dimensions (x ; y), c'est pour cette raison que nous avons dû utiliser une fonction focale. Alors que le temps de transfert vertical est non cumulé puisque schématiquement il se produit sur une seule dimension (z), sa valeur ne dépend que d'une localisation indépendamment des localisations voisines. Il faut donc recourir à une fonction locale pour ce dernier.

Application au bassin versant du Renaison

- Contexte géo-pédologique

Le bassin du Renaison est très varié du point de vue des sols et de la géologie. Nous pouvons classer les formations en trois ensembles d'après la problématique que nous avons présentée précédemment :

- sols perméables sur sous-sol imperméable à faible profondeur : arènes granitiques, planosols ou « varennas » (terme vernaculaire) présentant un profil de lessivage (sables argileux sur plancher argileux), colluvions.
- sols imperméables ou saturés : sols bruns hydromorphes, tourbières.
- sols perméables sur formation géologique perméable sur une épaisseur conséquente (plus de 2 mètres) : sols sur alluvions récentes ou modernes et sur les basses terrasses (chambons).

Les différents types de sols et les perméabilités et porosités qui leur sont associées sont présentés en Annexe 12.

Malheureusement, pour l'illustration de la méthode, ce secteur n'a pas fait l'objet d'une étude piézométrique. L'écoulement dans une nappe souterraine permanente n'est donc pas modélisable et le troisième type de contexte géo-pédologique est assimilé au premier, ce qui sous-estime les temps de transfert et est alors plus pessimiste en terme de vulnérabilité des cours d'eau à une pollution accidentelle.

- Contexte météorologique

Une saturation du sol augmente la vulnérabilité des ressources en eau superficielle puisqu'elle provoque le ruissellement. Grâce aux sorties cartographiques de TOPMODEL, nous pouvons obtenir les surfaces de saturation en fonction du temps.

A titre d'exemple, la cinquième décennie de 1990 (du 11 au 20 février) est utilisée car elle représente la décennie la plus pluvieuse de cette année humide.

TOPMODEL n'intégrant pas la variabilité spatiale des précipitations, les précipitations mesurées à la station de Météo France de Renaison (490 m) sont utilisées. Cette station est

située légèrement en dessous de l'altitude moyenne du bassin du Renaison (570 m). Elle sous-estime les précipitations de montagne et surestime celles de plaine.

L'évapotranspiration introduite dans TOPMODEL est l'ETP (cf. Annexe 8) étant donné les différents types de paysages sur le Renaison, de la prairie dominante en plaine au manteau forestier en montagne, il est préférable de choisir l'ETP (évapotranspiration potentielle) à la place de l'ETm (évapotranspiration maximale). En effet, l'évapotranspiration est prise globalement alors que la problématique est de spatialiser le ruissellement : une moyenne d'occupation du sol n'a aucun intérêt sur l'ensemble du bassin. Cette ETP est calculée à partir de l'altitude moyenne du bassin du Renaison ce qui est une forte incertitude compte tenu de la grande variation d'altitude.

Les paramètres de calage liés aux sols (SRmax, m, T0) sont extrapolés à partir du sous-bassin de la Tâche. En effet, aucune valeur des paramètres n'a pu être extraite sur la zone de plaine pourtant il y a certainement de grandes différences : nous ne testons qu'une méthode de calcul.

La Carte 14 fait apparaître clairement une saturation cantonnée aux fonds de vallées en montagne et en colline (concentration de l'écoulement, bon drainage des versants) et une saturation beaucoup plus développée en plaine roannaise de par la faiblesse du drainage topographique.

Cette illustration n'a que peu de réalité physique vu les multiples simplifications précédentes, elle n'a pour objet que de tester une méthodologie.

- Temps de transfert

La Carte 15 des temps de transfert estimés présente :

- des zones très vulnérables en bordure des cours d'eau en montagne, correspondant soit aux zones saturées soit aux zones de forte pente à écoulement souterrain rapide,
- des zones très vulnérables dilatées en plaine, correspondant aux zones de ruissellement.

Les zones peu vulnérables (à temps de transfert supérieur à 15 jours) sont elles aussi très dilatées en plaine et pratiquement inexistantes en montagne sauf sur les crêtes aplanies et éloignées des axes de drainage. En effet, en plaine, les zones estimées en infiltration présentent des gradients hydrauliques très faibles et donc des écoulements souterrains lents ce qui augmente leur temps de transfert vis-à-vis des cours d'eau.

Erreurs et propagation d'erreurs

Le calcul du temps de transfert souterrain est basé sur la loi de Darcy :

$$u_p = \frac{K_i}{\omega_{\text{eff}}}$$

Comme cela est présenté en Annexe 3, les erreurs peuvent provenir de différentes sources dans un modèle. Nous ne traiterons ici que les erreurs générées par une mauvaise estimation des paramètres réels, par exemple l'erreur due à l'estimation de la perméabilité d'un sable argileux. Mais des erreurs sont aussi provoquées, en amont dans l'analyse, par la

définition des entités géologiques ou pédologiques. Les valeurs nominales telles que les sables argileux cartographiés ne correspondent pas toujours à la réalité. Il faudrait, pour évaluer ces erreurs, réaliser des échantillonnages de terrain. Ces erreurs de classification diminuent encore la qualité des résultats du modèle [Veregin, 1995].

En ce qui concerne l'erreur d'estimation de paramètres à partir d'une classification de texture, chaque paramètre peut être exprimé par une valeur moyenne et un écart-type représentatif de l'erreur [Burrough, 1986] :

$$x = \bar{x} \pm \sigma_x$$

perméabilité K : une incertitude cinq fois supérieure à l'estimation de la perméabilité est supposée, par exemple, pour $\bar{K} = 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, valeur estimée pour des altérites sur granite ou pour des planosols (afin de modéliser un écoulement souterrain temporaire à faible profondeur dans la région de Renaison) :

$$K_{\min} \approx 0 \text{ m.s}^{-1} ; K_{\max} = 5 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$$

gradient i : le niveau de la nappe temporaire est à une profondeur connue à $\pm 0,5 \text{ m}$. Cela donne donc comme incertitude $\sigma_{i,\text{temp}}$, liée au toit de la nappe temporaire, sur un maillage de résolution de 50 m :

$$\sigma_{i,\text{temp}} = 1 / 100$$

mais comme une incertitude existe aussi dans la connaissance de l'altitude réelle $\sigma_{i,z}$ (incertitude du MNT) de la même valeur de 1 m :

$$\sigma_{i,z} = 1 / 50$$

donc l'incertitude sur le gradient i est :

$$\sigma_i = \sqrt{\sigma_{i,\text{temp}}^2 + \sigma_{i,z}^2} = 0,022$$

porosité effective ω : l'incertitude sur l'estimation est supposée être de 0,05.

Le résultat du calcul de $K * i$ présente une incertitude σ_{K*i} telle que :

$$\sigma_{K*i} = \sqrt{K^2 \sigma_i^2 + i^2 \sigma_K^2}$$

et l'erreur de calcul sur la vitesse de Darcy u_p :

$$\sigma_{u_p} = \sqrt{\frac{\sigma_{K*i}^2 + \frac{(K*i*\sigma_\omega)^2}{\omega^2}}{\omega^2}}$$

donc l'erreur sur le temps de transfert $t = d / u_p$ est σ_t tel que :

$$\sigma_t = \sqrt{d^2 \times u_p^{-4} \times \sigma_{u_p}^2}$$

avec d : distance latérale dont l'erreur est négligeable.

La Carte 16 présente les erreurs relatives estimées du temps de transfert sur des chemins d'écoulement par application de la formule ci-dessus, les valeurs indiquées sur cette carte sont des facteurs multiplicatifs. L'erreur relative sur le temps de transfert est très élevée selon l'erreur que nous avons estimée sur chaque paramètre (et notamment sur la perméabilité qui est mal connue et qui influence fortement les résultats) : pour les différents chemins

d'écoulement, elle est comprise entre un facteur 5 et un facteur 6. Cette estimation suppose de plus que l'hypothèse d'un écoulement souterrain par la loi de Darcy soit valable ce qui n'est pas prouvé : les macroporosités du sol et l'existence de zones de ruissellement localisé accroissent cette incertitude.

Le modèle proposé souffre donc d'une forte incertitude due au manque de mesures de terrain et surtout au caractère trop déterministe de cette approche. Il est donc inadapté à des secteurs mal mesurés.

Limites de cette approche

Le transfert d'erreur généré par le modèle présenté ci-dessus est très élevé étant donné l'incertitude initiale sur la valeur de la perméabilité tout particulièrement.

La carte de vulnérabilité proposée, en l'absence de mesures de terrain et de validation, ne permet pas de déterminer l'implantation d'une activité à risque de pollution. Elle doit être considérée comme un premier niveau de connaissance générale du bassin versant localisant des grandes unités de fonctionnement correspondant à différentes répartitions de la vulnérabilité mais aussi à différentes répartitions de l'incertitude. En effet, la plaine offre une juxtaposition de zones estimées fortement vulnérables et de zones estimées très peu vulnérables du fait du passage en zone saturée ou non saturée. La montagne granitique présente des formes plus concentriques autour des cours d'eau du fait d'un écoulement temporaire à faible profondeur sur les versants et d'une saturation des fonds de vallée. Ainsi, l'incertitude sur les limites est plus élevée en plaine et la densité de mesures y devrait être accrue par rapport à la montagne.

Il a été démontré qu'un SIG permet de modéliser un temps de transfert en écoulement convectif et en régime permanent. Mais, cette approche est inadaptée à l'étude d'un secteur mal mesuré du fait de son caractère trop déterministe et trop physique exigeant en paramètres. Elle est donc inapplicable sur un bassin versant quelconque faisant l'objet d'un SAGE.

Deux autres méthodes sont proposées : elles sont plus simples mais plus robustes car moins exigeantes en paramètres incertains (perméabilité ou la porosité du sol) et ne reposant pas sur une loi physique (loi de Darcy) difficilement validable à l'échelle d'un bassin versant.

La première alternative est d'utiliser une fonction de propagation reposant sur un indice de rugosité égal à l'inverse de la pente. En effet, plus la pente est forte, plus l'écoulement est rapide. Ceci suppose une nappe dont le gradient est parallèle à la pente topographique. Dans cette approche, la vitesse est uniquement proportionnelle au gradient hydraulique : les autres paramètres sont ignorés car mal connus.

La seconde alternative est de considérer que le milieu qui conditionne le plus le temps de transfert est la zone non saturée : plus la nappe est profonde et plus le polluant migrera lentement entre le point de déversement et la ressource. Ainsi, l'indice topographique de Kirkby représentant la propension du sol à la saturation peut offrir directement une répartition de la vulnérabilité.

12.2.1.4 Evaluation de la vulnérabilité à partir de la pente topographique

L'incertitude sur la pente est relativement faible par rapport aux paramètres liés à la nature du sol. Une évaluation de la vulnérabilité à partir de ce critère est réaliste lorsque le gradient hydraulique est proche de la pente topographique puisqu'il est prouvé que la vitesse de transfert augmente en fonction du gradient hydraulique.

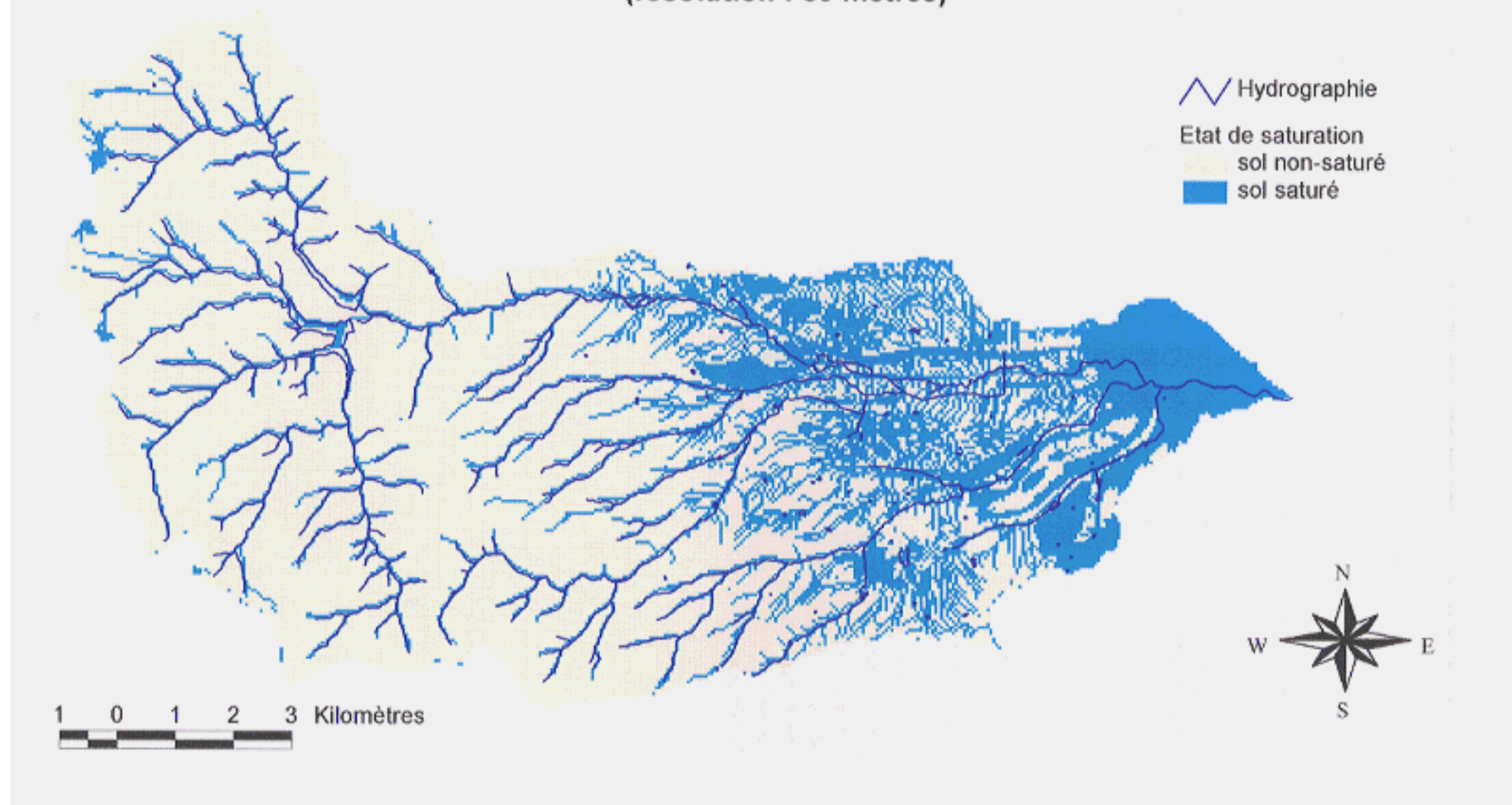
Comme dans l'analyse précédente, il est possible de substituer un gradient piézométrique au gradient topographique au cours de la modélisation spatiale lorsque cette donnée est disponible et lorsque l'on suppose qu'il n'y a pas de nappe temporaire la surmontant.

La méthode de calcul avec le SIG est similaire à celle présentée auparavant si ce n'est que la couche cartographique estimant le coût n'est pas l'inverse de la vitesse de Darcy mais l'inverse de la pente topographique.

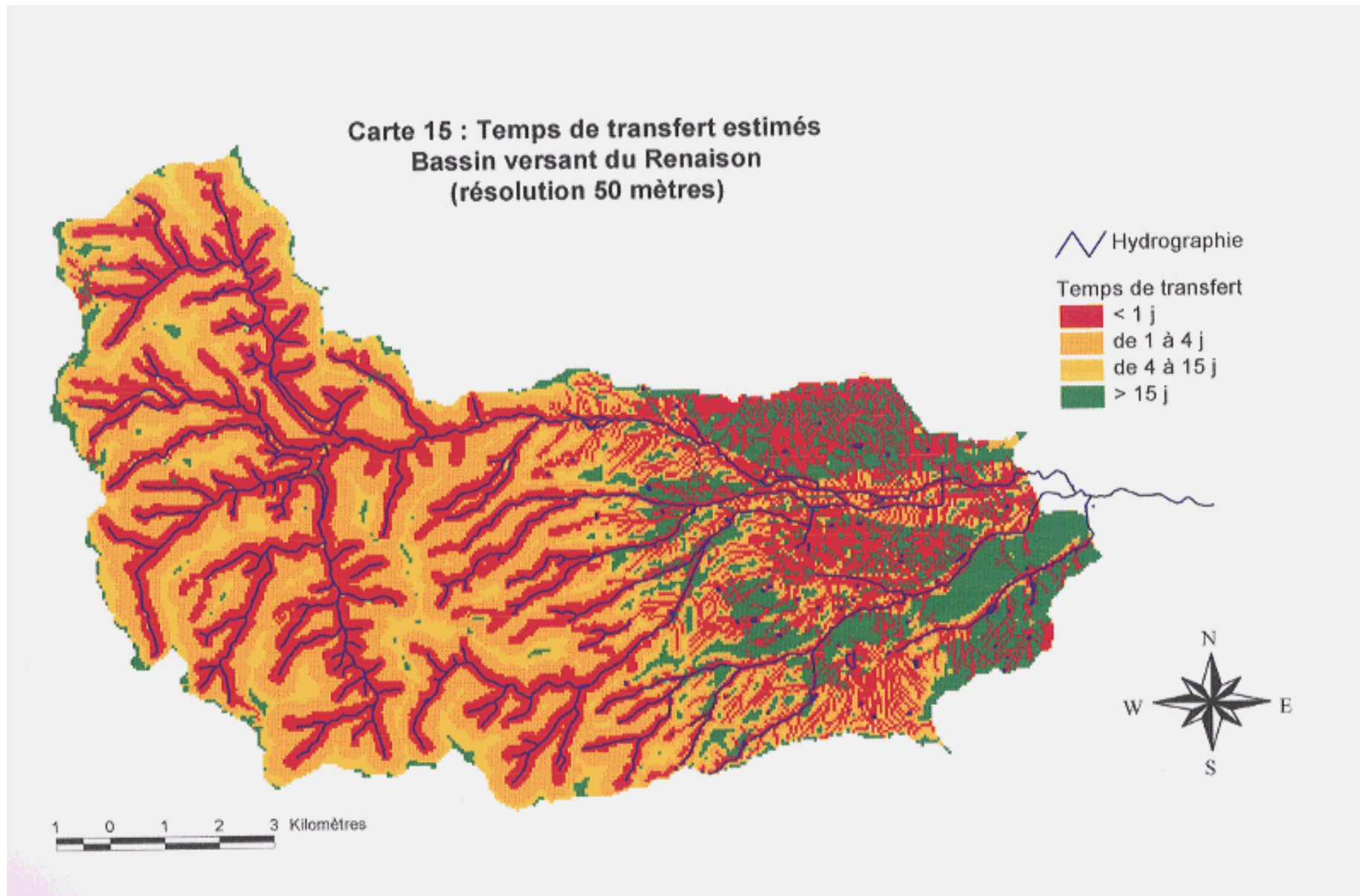
Limites de cette approche

Cette méthode présente elle aussi des limites importantes : hormis l'hypothèse d'un gradient hydraulique parallèle à la surface topographique et la non prise en compte de la nature du sol, elle néglige l'état de saturation du sol. Ce critère est pourtant déterminant dans l'écoulement. La saturation étant inversement proportionnelle à la pente topographique (un terrain pentu est mieux drainé qu'un terrain plat), nous ne pouvons pas considérer cette approche comme valable. Pour cette raison, nous proposons une troisième alternative dans l'évaluation de la vulnérabilité.

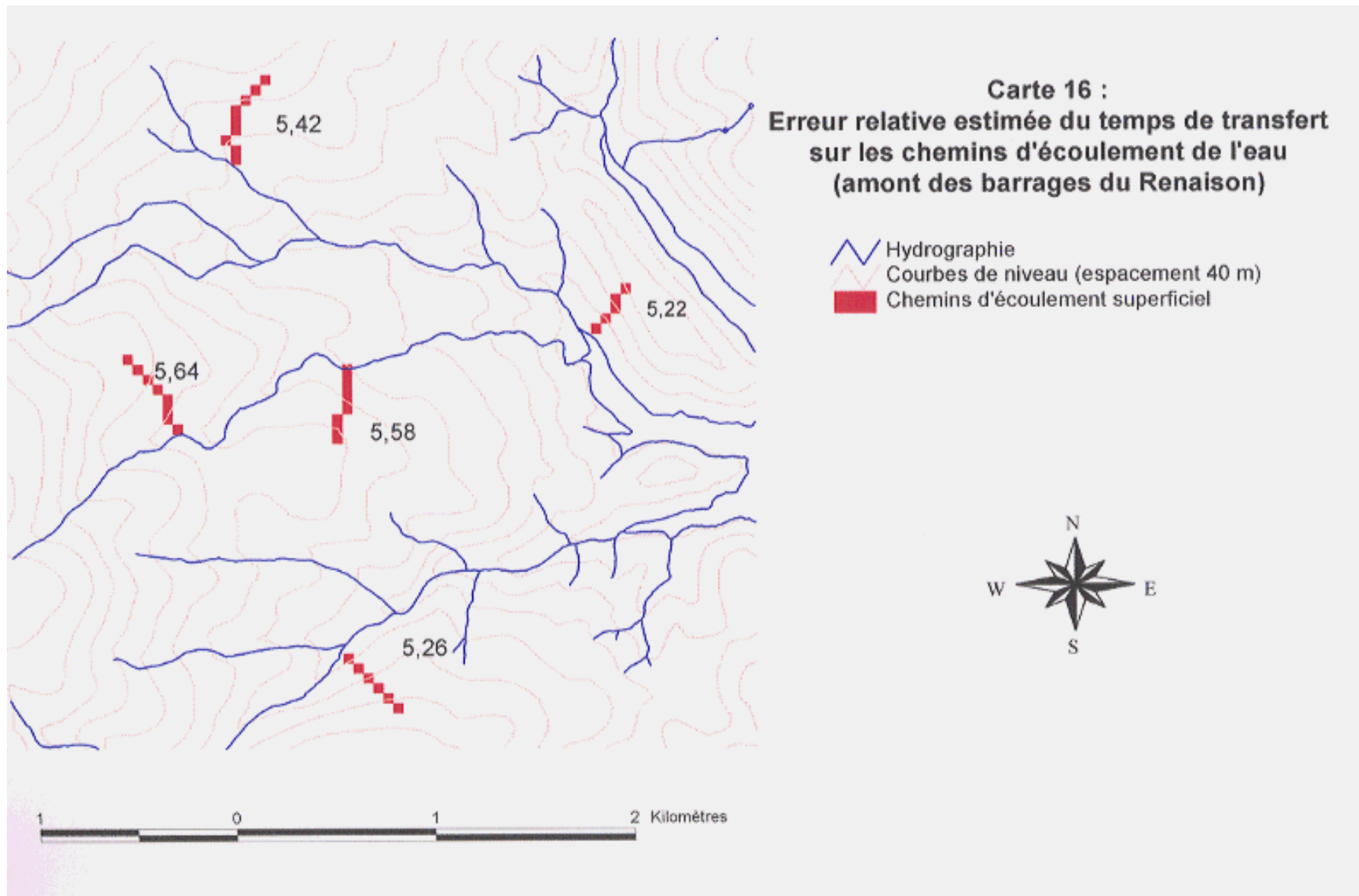
**Carte 14 : Etat de saturation du sol à la 5ème décade de 1990
évalué par une simulation avec TOPMODEL
Bassin versant du Renaison
(résolution : 50 mètres)**



Carte 14 : Etat de saturation du sol : 5ème décade de 1990



Carte 15 : Temps de transfert estimés



Carte 16 : Erreur relative de l'évaluation du temps de transfert sur des chemins d'écoulement

12.2.1.5 Evaluation de la vulnérabilité à partir de l'indice topographique

Comme nous l'avons vu dans le modèle basé sur la loi de Darcy, les incertitudes sur les temps de transfert en zone non-saturée sont très importantes. Or, les temps de transfert en zone non saturée sont très élevés et conditionnent en grande partie la vulnérabilité.

Dans TOPMODEL, l'indice topographique de Kirkby $\ln(a/\tan b)$ estime la propension du sol à la saturation : plus cet indice est élevé plus le sol risque d'être saturé. Il est intéressant de tester une méthode différente (sans pouvoir la valider pour les mêmes raisons que dans le modèle précédent : absence de mesures de terrain) basée sur l'hypothèse qu'une zone facilement saturable transfère plus rapidement un polluant qu'une zone non saturée et que plus la zone non-saturée est épaisse, plus le polluant sera stocké dans le sol avant de rejoindre la ressource en eau concernée (voir dégradé si c'est un polluant bactérien, par exemple).

Ainsi, la carte de l'indice topographique de Kirkby (cf. Carte 13, p. 166) pourrait être utilisée pour estimer la vulnérabilité de la ressource en eau superficielle.

La carte de l'indice topographique (cf. Carte 13, p. 166) présente également les deux unités de fonctionnement observées dans la méthode précédente : la plaine avec un enchevêtrement de zones d'écoulement très rapide (indice élevé) et d'écoulement plus lent (indice faible), la montagne avec des zones d'écoulement rapide liées à une saturation dans le fond des vallées et des versants non saturés à écoulement souterrain plus lent étant donné la présence d'une zone non saturée liée à un bon drainage topographique. Deux unités de fonctionnement peuvent ainsi être distinguées et guider les choix de protection de la ressource en eau.

12.2.1.6 Nécessité d'une validation

Les différentes approches que nous avons proposées ont uniquement été testées comme méthodologies. Nous avons pu démontrer que le SIG est un support indispensable à celles-ci : cet outil permet de représenter des phénomènes physiques et d'offrir des résultats pertinents pour la prise de décision.

Aucune de ces méthodes n'a pu être validée car cela aurait nécessité des mesures lourdes et sur une longue durée, ce qui était irréalisable dans le cadre de ce travail. Il est donc pour l'instant impossible de trancher entre ces approches.

Cependant, l'estimation par l'indice topographique de Kirkby repose sur un certain réalisme étant donné que les résultats de simulation avec TOPMODEL ont été validés sur la partie amont du bassin versant. Le fait que l'indice de Kirkby permette de représenter la dynamique des écoulements a donc été prouvé, ce qui tend à préférer cette méthode en attendant que des mesures de terrain puissent l'étayer.

13. Identification et localisation des usages et de leurs interactions avec les milieux aquatiques

S'il est trivial de dire que les activités humaines entraînent une dégradation des milieux naturels aquatiques, l'estimation de cette dégradation et l'identification de ses causes demeurent un problème difficile à traiter.

Cette dégradation est engendrée par : la pollution du milieu qui bouleverse les écosystèmes et les aménagements qui transforment les équilibres (drainage, déboisement ou reboisement, imperméabilisation des sols...). La pollution peut se manifester au niveau physique (réchauffement...), chimique (éléments toxiques...) ou biologique (DBO, contaminations fécales...). L'interaction de la pollution avec les milieux naturels est soumise aux contraintes du milieu qui sont inégalement distribuées dans l'espace. La représentation spatiale des phénomènes grâce aux SIG permet de mieux percevoir les relations spatiales entre les usages et les milieux aquatiques par la détermination des chemins d'écoulement, des zones aval et des zones amont et par une modélisation de « coût » de déplacement (cf. paragraphe 3.2).

La détermination de zones amont ou bassins versants est décrite en Annexe 7 mais les fonctions d'analyse spatiale en format raster servent aussi à déduire le chemin d'écoulement entre une maille et un groupe de mailles ce qui permet d'obtenir un chemin d'écoulement entre un point de pollution potentielle par exemple et un cours d'eau ou une zone humide.

Interférences entre les usages

Nous pouvons classer les différents aspects de l'interférence entre les usages de la façon suivante :

- en terme de qualité :

- * usages dégradant la qualité : rejets d'eaux usées (domestiques, industrielles, agricoles), agriculture (lessivage des fertilisants et des produits phytosanitaires),

- * usages exigeants en qualité :

- ** qualité élevée : alimentation en eau potable et pour certains processus industriels (agro-alimentaire...),

- ** qualité moyenne : baignade, pêche, aquaculture, sports nautiques, industries, cadre de vie, abreuvement du bétail,

- ** qualité faible : irrigation,

- * usages indifférents à la qualité : transport, hydroélectricité, extraction de granulats.

- en terme de débit d'étiage :

- * usages exigeants : alimentation en eau potable, industrielle, abreuvement du bétail, irrigation, sports, baignade, pêche, transport, hydroélectricité,

- * usages indifférents : extraction de granulats.

- en terme de lutte contre les inondations :

- * usages exigeants : habitat, industrie, transport, alimentation en eau potable,

- * usages moins exigeants : pêche, baignade, sport, hydroélectricité, extraction de granulats, agriculture,
- en terme d'esthétique :
 - * usages exigeants : pêche, tourisme, baignade, sport, cadre de vie,
 - * usages indifférents : alimentation en eau, hydroélectricité, extraction de granulats, agriculture.

Les conflits surviennent lorsque la même ressource est exploitée pour des usages divergents (rejets d'eaux usées et pêche, par exemple) ou, lorsque la ressource est en quantité insuffisante pour des usages convergents (captages d'eau sur un même aquifère, par exemple). Les décideurs doivent être informés des interactions entre ces usages.

Ce problème rejoint celui de la recherche de la meilleure implantation d'une activité ou d'un aménagement. En effet, dans cette recherche d'implantations il s'agit non seulement d'analyser les interférences avec d'autres activités, démarche descriptive, mais de proposer les localisations les plus favorables ce qui relève d'une démarche prescriptive [Tomlin, 1990].

Dans le cadre de la gestion et de l'aménagement des eaux, cette approche est particulièrement intéressante. Par exemple, pour la protection des ressources en eau : Où doit-on épandre les boues de station d'épuration ? Où implanter une installation classée à risques de pollution accidentelle ? Mais aussi, dans le domaine de l'aménagement : Où implanter un réservoir pour maximiser la différence d'altitude et minimiser la longueur des canalisations d'eau potable ? Quels sont les secteurs du bassin versant les plus aptes à l'assainissement individuel et proches d'infrastructures (eau potable, électricité, voies de communications...) ?

13.1 Evaluation des apports en azote et en phosphore par sous-bassin versant

L'azote et le phosphore en excédent altèrent l'écologie des milieux aquatiques par eutrophisation. L'eutrophisation est un phénomène lié à la surabondance de nutriments dans l'eau provoquant une prolifération des algues. Cette prolifération, se produisant dans la partie supérieure des plans d'eau, augmente la turbidité et réduit l'oxygénation dans les couches profondes par dégradation de la matière organique ce qui provoque à son tour une sédimentation accrue de vases putrides dégageant des produits toxiques : H_2S , NH_3 , CH_4 [Gaujous, 1993]. Les conséquences en sont : la disparition d'espèces sensibles exigeantes en oxygène, la baisse de l'attrait pour toutes les activités récréatives (odeurs, couleurs), un surcoût dans le traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

Dans le cadre des SAGE, il est important de reconnaître les secteurs de pollution potentielle des eaux par l'azote (le plus fréquemment sous forme de nitrates) et/ou le phosphore (sous forme de phosphate) afin de hiérarchiser les actions de prévention et/ou de réhabilitation à entreprendre. Une méthode a été élaborée afin d'estimer, à partir des données disponibles attachées à chaque commune et à partir d'analyse d'images aériennes, les apports en azote et en phosphore par sous-bassin versant. Cette approche a été validée pour l'azote par un certain nombre de points de mesure des concentrations en nitrates, ammonium et Demande Chimique en Oxygène (DCO). Ainsi, l'analyse spatiale permet de hiérarchiser dans les zones les plus risquées en terme de pollution et ainsi, les zones où une action de réhabilitation est prioritaire.

13.1.1 Sources des pollutions azotées et phosphatées

La pollution des eaux par l'azote se produit essentiellement sous forme nitratée. L'ion nitrate NO_3^- est très soluble. Il est produit naturellement par la dégradation de la matière organique par minéralisation. La pollution par les nitrates a des origines diverses :

- fertilisants agricoles,
- ensilages,
- bâtiments d'élevage non étanches (stabulations libres),
- eaux usées domestiques,
- eaux usées industrielles.

L'origine agricole est la plus fréquente et la plus massive.

Les phosphates, PO_4^{3-} ou P_2O_5 , sont abondants en agriculture, mais peuvent provenir également de l'industrie chimique et des effluents domestiques (détergents, matières fécales).

Dans l'application proposée seule est prise en compte la pollution diffuse d'origine agricole pour des raisons de simplicité de présentation et parce que la pollution diffuse pose des problèmes spatiaux plus difficiles que des sources de pollutions plus ponctuelles. L'approche pourrait néanmoins être appliquée aux autres causes.

Une partie de la quantité de nitrates et de phosphates apportée aux surfaces agricoles est utilisée pour la croissance des plantes et est exportée ensuite par les récoltes ou par les animaux y pâurant. Mais la méthode proposée se cantonne à une évaluation des apports car le

but est de hiérarchiser les sous-bassins versants en fonction des risques de pollution en nitrates ou en phosphates et non pas de quantifier des flux.

13.1.2 Données disponibles

La donnée agricole est disponible à partir du Recensement Général Agricole (RGA) effectué tous les neuf ans par les Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt. La résolution spatiale de cette information est la commune où se situe le siège de l'exploitation puisque les données détaillées par exploitation agricole ne sont pas accessibles (problème de confidentialité). Pour les surfaces agricoles, il ne s'agit donc pas de la somme de ces surfaces par commune mais de la somme des surfaces utilisées par les exploitations dont le siège est situé sur la commune.

Pour ce qui est de la connaissance des risques de pollution d'origine agricole, un tel découpage spatial n'est pas adéquat, il est nécessaire d'estimer ces valeurs avec une discrétisation par sous-bassin versant.

Les données disponibles dans le RGA et pertinentes pour l'évaluation des apports en azote et en phosphore sont :

- le nombre de bovins, porcins, caprins, ovins, volailles pour estimer le volume des déjections animales,
- la Superficie Agricole Utilisée (SAU) pour estimer les surfaces susceptibles de recevoir ces déjections directement (pâturage) ou indirectement (épandage de fertilisants).

Production brute en azote et en phosphore par commune

- azote produit par les déjections animales

La diversité des animaux d'élevage responsables des déjections est synthétisée par l'équivalent Unité de Gros Bétail (UGB) [Institut Technique de l'Elevage Bovin, 1991] :

types d'animaux	UGB
bovins et équidés de plus de 2 ans	1
bovins de 6 mois à 2 ans	0,5
caprins et ovins de plus d'1 an	0,15
caprins et ovins de moins d'1 an	0,05
porcs à l'engraissement	0,1
truies en reproduction	0,2
volailles	0,01

Tableau 21 : Types d'élevage et équivalents Unités de Gros Bétail

Un UGB produit 73 kg d'azote et 36 kg de phosphore par an. Ainsi, avec la somme des animaux d'élevage en UGB par commune et la quantité d'azote et de phosphore produite par UGB et par an, il est possible d'estimer la production d'azote et de phosphore par l'élevage pour chaque commune sur l'année.

- apports des engrais minéraux :

Le bilan CORPEN effectué par la Chambre d'Agriculture de la Loire sur la région des Monts de la Madeleine et de la Côte Roannaise [Bonnet, 1994] signale un apport en engrais minéraux équivalent à 85 kg d'azote et à 27 kg de phosphore par hectare de SAU (Superficie Agricole Utilisée) et par an pour les exploitations laitières. Les autres types d'élevage emploient des quantités plus faibles car la pression du bétail à l'hectare est moindre et de hauts rendements sont moins nécessaires. Néanmoins, en l'absence de données plus précises et dans le souci de ne pas sous-estimer les risques, nous supposerons un apport en engrais minéral homogène pour toute la SAU quelque soit le type d'exploitation. En multipliant la SAU de chaque commune par les apports par unité de surface en azote et phosphore sous forme d'engrais minéral, il est aisé d'estimer les apports des engrais minéraux par commune.

13.1.3 Quantification de l'apport de fertilisants en fonction du type de culture à l'échelle communale

La distribution des zones cultivées n'est pas homogène sur les communes notamment en montagne où l'altitude et les pentes contraignent fortement l'activité agricole. Il est donc nécessaire de passer d'une répartition communale à une répartition par type de culture sur chaque commune.

Le problème est alors d'estimer les apports respectifs sur chaque type de culture. Ceci pourrait être effectué par une enquête de terrain précise. Une telle étude n'est pas disponible sur le bassin du Renaison. Seules les distinctions suivantes sont effectuées par classification à partir des photographies aériennes :

- les zones en terre labourable ou en prairie fauchée : importation de fertilisants,
- les zones en pâturage extensif : pas d'apport extérieur (pour cause de très mauvaise qualité des sols, de forte pente, d'excès d'humidité...), uniquement des déjections lors du pâturage du bétail,
- les autres types d'occupation du sol où nous supposerons aucun apport de fertilisants.

Nous pouvons calculer la fraction de surface en pâturages et la fraction de surface en terres labourables et en prairies intensives par commune par analyse aréale sur SIG de type raster. La fonction *zonalsum* (cf. paragraphe 8.2.3, p. 63) permet d'effectuer pour chaque aire communale, la somme des aires d'occupation du sol. Mais ce qui est pertinent est la fraction des pâturages par rapport à l'ensemble de la Surface Agricole Utilisée : cela est obtenu par calcul sur les attributs alphanumériques du résultat précédent : somme des surfaces en pâturage divisée par la SAU.

Les apports sur les pâturages extensifs sont largement inférieurs à ceux sur les prairies fauchées ou les terres labourables puisqu'ils ne correspondent qu'à la fraction non maîtrisable des fertilisants. La fraction maîtrisable en nutriments correspond à la part de déjections recueillie par les stockages dans les bâtiments d'exploitation (aire à fumier, fosse à purin ou à lisier) ainsi que la totalité des fertilisants minéraux. La fraction non maîtrisable est la part directement rejetée par les animaux sur les surfaces de pâture (prairies intensives après fauchage, pâtures extensives...). La fraction maîtrisable moyenne est supposée être de 0,7 ce qui correspond à un élevage en logettes avec pâturage extérieur 6 mois de l'année et un faible apport en fertilisants minéraux [Institut Technique de l'Elevage Bovin, 1991].

Ainsi, il est possible d'estimer la quantité de fertilisants, M_{PA} (en $\text{kg.an}^{-1}.\text{ha}^{-1}$) apportée aux pâturages extensifs en fonction des communes :

$$M_{PA} = k * \alpha * M / S_{PA}$$

avec : α fraction de la surface de SAU communale en pâturage

k fraction non maîtrisable des fertilisants

M quantité de fertilisant produite sur la commune (en kg/an)

S_{PA} surface en pâturages de la commune (en ha)

La quantité de fertilisants apportée aux terres labourables et aux prairies fauchées, $M_{P,T}$ (en $\text{kg.an}^{-1}.\text{ha}^{-1}$), en fonction des communes est donc :

$$M_{P,T} = [M - (S_{PA} * M_{PA})] / S_{P,T}$$

avec : $S_{P,T}$ surface en prairies et terres de la commune (en ha)

calcul de α :

α est la fraction de la Surface Agricole Utilisée en pâturage extensif. Or, le Recensement Général Agricole ne contient pas cette information. Nous ne connaissons ces surfaces qu'à partir de la photo-interprétation aérienne (calée par des visites de terrain). Le coefficient α est donc déduit de la carte d'occupation du sol (cf. Carte 5, p. 31). La somme des pâturages extensifs et la somme de la SAU par commune sont calculées par traitement avec un SIG raster par la fonction *zonalsum* (cf. paragraphe 8.2.3, p. 13). Cette fonction est utilisée avec comme arguments :

- pour la carte de valeurs :
 - * soit les surfaces unitaires en pâturage extensif seules,
 - * soit les surfaces unitaires en pâturage extensif ou en terre labourable ou en prairie fauchée ;
- pour la carte des aires sur laquelle la somme est effectuée : communes.

Par ailleurs, lorsqu'une partie de la commune est hors du bassin versant étudié, il est préférable de ne calculer α que sur l'aire comprise dans le bassin versant. En effet, la distribution d' α n'est pas homogène sur toute la commune.

Problème de cohérence des données :

Le manque de données présenté auparavant contraint à utiliser des paramètres se rapportant à une discrétisation de l'espace différente :

- α et $S_{commune}$ se rapportent aux surfaces comprises dans le territoire communal et non pas aux exploitations dont le siège est situé sur la commune comme c'est le cas avec le RGA,
- les paramètres k , M , $M_{P,T}$, M_{PA} issus du RGA, se rapportent à la commune où siège l'exploitation.

Ainsi, le paramètre M est « hybride » puisqu'il ne se rapporte pas exactement aux mêmes entités géographiques. Les calculs souffrent donc d'une approximation supplémentaire liée au fait qu'une partie des surfaces exploitées par siège d'exploitation est en dehors de la commune.

communes	SAU calculée à partir de la carte d'occupation du sol (en ha)	SAU du RGA (en ha)
Saint Rirand	287	307

Les Noës	308	253
Arcon	503	793
Renaison	295	589
Saint-André-d'Apchon	875	790
Ouches	820	903

Tableau 22 : Surface Agricole Utilisée communale sur le secteur du Renaison

13.1.4 Quantification de l'apport de fertilisants en fonction du type de culture à l'échelle de bassins versants

Disposant des apports en azote et en phosphore en fonction de l'occupation du sol, il est possible de synthétiser l'information par sous-bassin versant par une fonction *zonalsum* en raster avec pour arguments : les sous-bassins, comme carte des aires sur laquelle la somme est effectuée, et les apports par unité de surface en fertilisants comme carte de valeurs (cf. Figure 49).

$$M_{sb1} = \sum_{n=1}^{A_{P,T}} a * M_{P,T} + \sum_{n=1}^{A_{PA}} a * M_{PA}$$

avec : M_{sb1} apports sur le sous-bassin sb1 (en kg.an^{-1})

a taille d'une maille du fichier raster (en ha)

$A_{P,T}$ nombre de mailles en prairies et terres sur le sous-bassin sb1

A_{PA} nombre de mailles en pâturages extensifs sur le sous-bassin sb1

Les différents cours d'eau testés ont été (cf. Carte 18 et Tableau 23) :

- le Rouchain : bassin versant forestier de montagne,
- le Mardeloup : bassin versant de plaine, prairie dominante, céréales et maïs, il intègre en ce point le bassin de la Montouse,
- le Marclus dans sa partie aval et dans sa partie amont : bassin versant dont les surfaces relatives en prairies et cultures s'accroissent d'amont en aval,
- le Renaison en aval de Pouilly-les-Nonains puisque son bassin versant intègre alors une partie majoritaire de montagne (forêt) et une partie de plaine (prairies, cultures),
- le Renaison à l'entrée de Riorges (lieu dit le château de Neubourg) afin de vérifier l'augmentation de la pollution sur la partie agricole aval du bassin (en ce point le Renaison a également reçu les eaux du Mardeloup),
- la Montouse en deux points : haut bassin en aval immédiat d'une zone d'élevage relativement intensive sur les collines de la Côte Roannaise (Arcon) et plus en aval après passage dans des gorges boisées (Saint-Alban-les-Eaux).

La détermination automatique des sous-bassins versants à partir du MNT donne des résultats aberrants en plaine pour deux raisons : les légères différences topographiques séparant les bassins sont inférieures à la résolution verticale du MNT de l'IGN et les aménagements humains ont entraîné un certain nombre de dérivations. Les limites de sous-bassins versants en plaine ont donc été digitalisées pour surmonter ces erreurs.

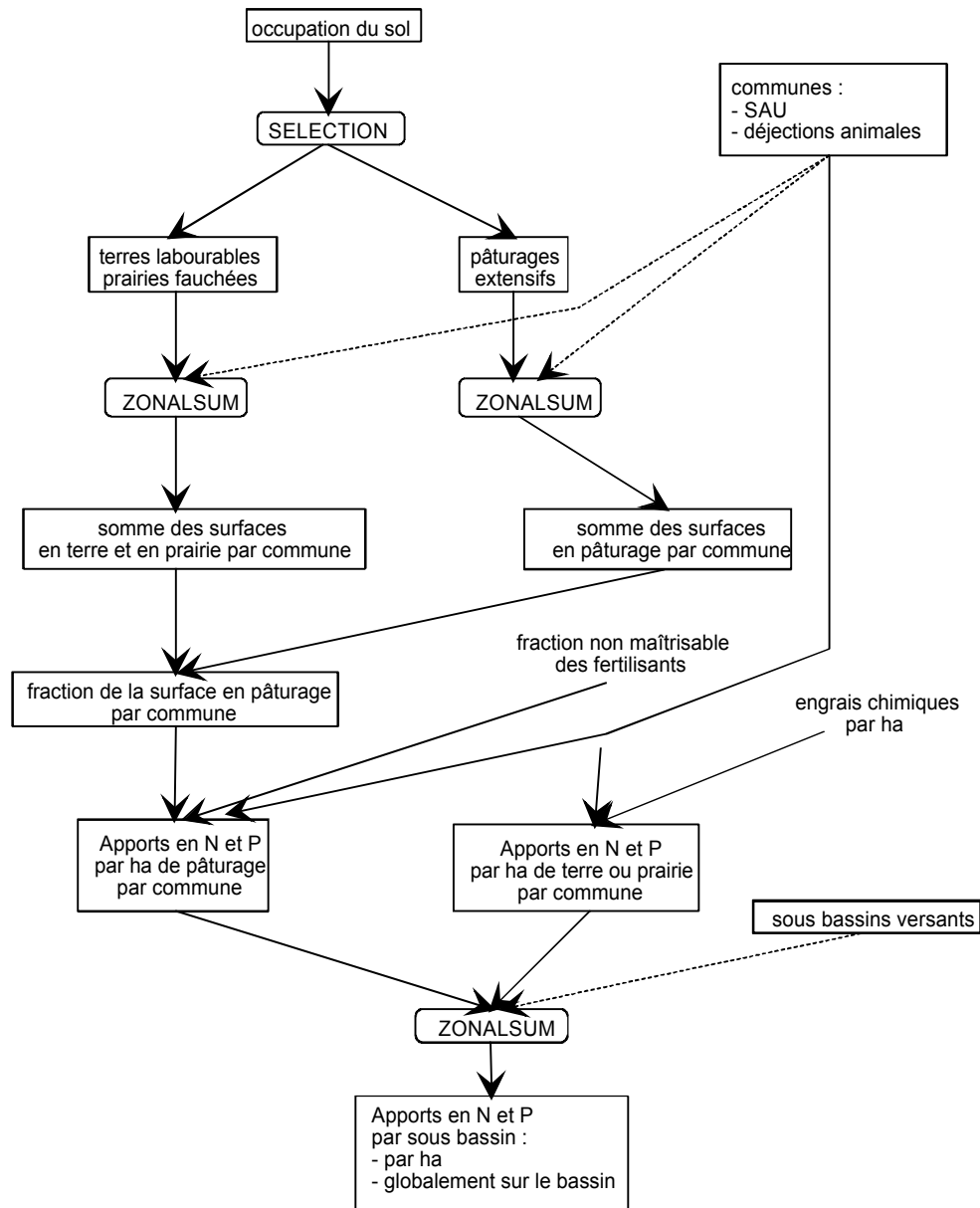


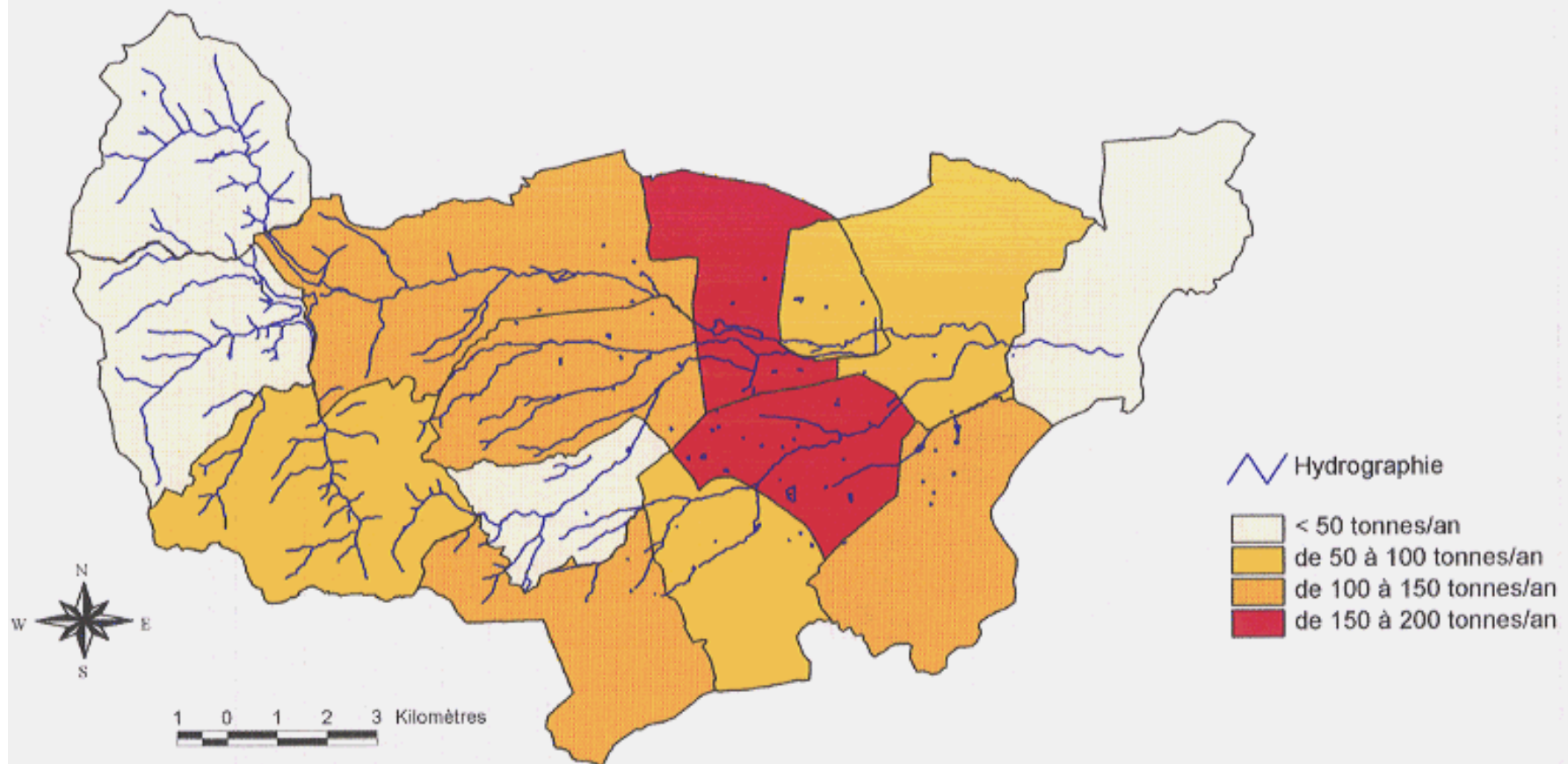
Figure 49 : Evaluation des apports en azote (N) et en phosphate (P) par sous-bassin versant

sous-bassins	Marclus amont	Marclus aval	Mardel.	Montouse amont	Montouse aval	Renaison à Pouilly	Renaison à Riorges	Rouch.
superficie propre (km ²)	8,79	7,63	18,20	2,66	5,91	48,27	8,71	16,56
superficie intégrant l'amont (km ²)	8,79	16,42	26,77	2,66	8,57	64,83	100,31	16,56
Equivalent Azote (kg/ha) par bassin	178	168	125	97	45	48	185	31
Equivalent Azote (kg/ha) sur l'ensemble de l'amont	178	173	105	97	61	44	72	31

Tableau 23 : Evaluation des apports d'azote par bassin versant en 1988

Les résultats en phosphore sont proportionnels à ceux en azote d'un facteur 0,39.

Carte 17 : Apports bruts en azote par commune
Bassin versant du Renaison
(estimation à partir du Recensement Général Agricole de 1988)



Carte 17 : Apports en azote par commune

Validation

Ces évaluations peuvent être comparées aux mesures que nous avons effectuées à l'aide d'un photomètre "Dr. Lange" sur des échantillons prélevés dans le lit des rivières. Trois paramètres ont été mesurés : Demande Chimique en Oxygène (DCO), ion ammonium NH_4^+ et ion nitrate NO_3^- . Le 16 mai, il n'a pas été possible de mesurer les ions ammonium, le 12 juillet, la DCO n'a pas été estimée. Les coefficients de variation du procédé de mesure donné par la société Dr. Lange sont les suivants : $\text{NH}_4^+ = 0,87 \%$, $\text{NO}_3^- = 1,08 \%$, $\text{DCO} = 3,0 \%$.

Les points de mesure ont été choisis afin de valider les différences estimées, par l'approche présentée ci-dessus, entre les bassins de plaine agricole et ceux de montagne forestière d'une part, et surtout entre les bassins de plaine eux-mêmes. Les mesures ont été effectuées à la suite d'épisodes pluvieux entraînant un lessivage des nitrates (cf. Figure 50).

Ces mesures ont permis de tester si l'agriculture était la cause principale des pollutions nitratées dans les cours d'eau.

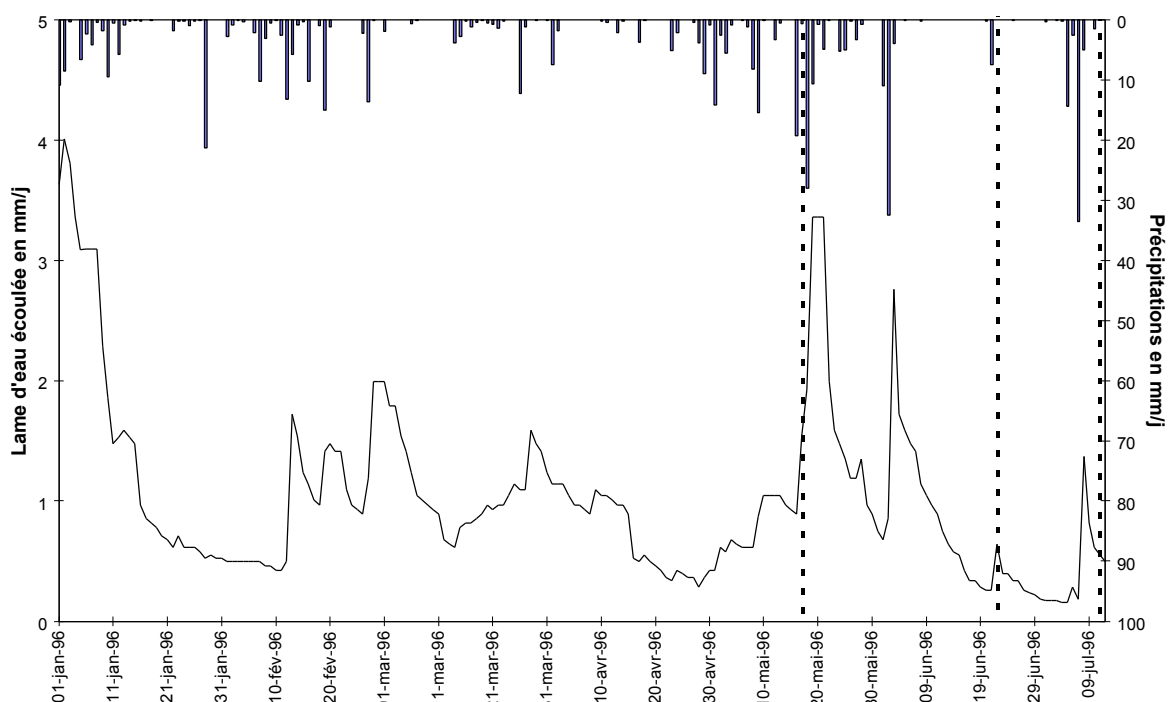


Figure 50 : Pluviométrie et écoulement lors des analyses chimiques (lame d'eau écoulées sur le Rouchain)

Date	Param. mg/l	Marclus amont	Marclus aval	Mardeloup	Montouse amont	Montouse aval	Renaison à Pouilly	Renaison à Riorges	Rouchain
16 mai	DCO	--	19,8	< 15	< 15	< 15	< 15	--	< 15
	NO_3^-	--	10,2	9,0	7,8	6,0	6,3	--	2,8
22 juin	DCO	67	69	< 15	< 15	< 15	< 15	16	< 15
	NO_3^-	47,5	13,4	9,7	5,2	3,8	5,8	6,9	3,3
	NH_4^+	> 2,5	1,14	0,19	0,05	0,03	0,13	0,21	< 0,02
12 juil.	NO_3^-	17,9	14,8	7,5	5,5	5,3	5,9	6,6	2,6
	NH_4^+	0,71	0,16	0,04	0,03	0,04	0,07	0,08	0,01

Tableau 24 : Mesures des teneurs en nitrates, ammonium et DCO de différents cours d'eau du bassin du Renaison (16 mai et 22 juin 1996)

Chaque type d'échantillonneur a une gamme de mesure : certaines dates présentent des lacunes du fait de valeurs hors de cette gamme (cf. Tableau 24).

Interprétation

Contrairement à la faible pollution nitratée réputée sur le Renaison, des teneurs en nitrates élevées pour des eaux superficielles sont observées. En effet, en l'absence de pollution, les teneurs en nitrates d'eaux superficielles seraient inférieures à 5 mg/l de l'avis des ingénieurs de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales. Le Rouchain dont le bassin versant est forestier témoigne d'ailleurs de teneurs en nitrates proches de 3 mg/l. Les risques d'eutrophisation des cours d'eau ne sont donc pas nuls en plaine et sur la Côte Roannaise (il conviendrait pour le confirmer d'effectuer des mesures de phosphates).

La DCO est très élevée sur le Marclus : les mesures effectuées le 22 juin font inscrire ce cours d'eau la classe de qualité "médiocre" (rang 3) dans la grille de qualité des eaux utilisée par la DDASS (cf. Tableau 24).

Les teneurs en ammonium confirment les précédentes : l'amont du Marclus est classé en qualité "médiocre", et l'aval en qualité "passable" le 22 juin et pour "passable" et "qualité 1B" respectivement le 12 juillet (cf. Tableau 24).

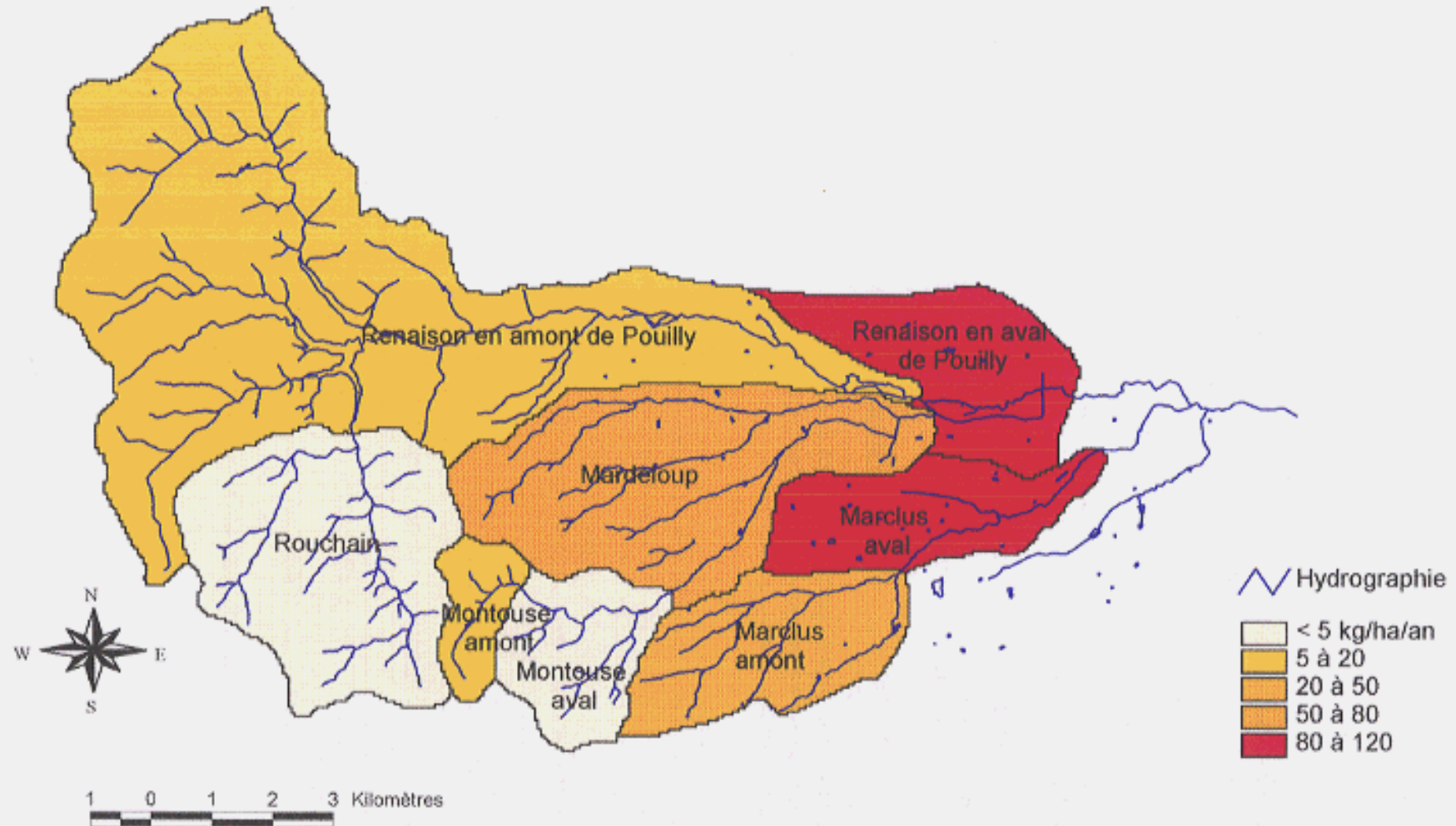
Ces analyses prouvent l'importance du facteur agricole dans la pollution des cours d'eau. En effet, il y a une bonne corrélation entre les résultats de l'analyse spatiale sur la répartition par sous-bassin versant des effluents d'élevage et des terrains agricoles intensifs d'une part et de l'amplitude des paramètres de pollution mesurés sur les différents cours d'eau d'autre part (cf. Tableau 25).

Les mesures sur le Renaison amont et aval ne correspondent pas à la hiérarchie issue de l'analyse spatiale qui indique des pollutions agricoles plus faibles. La confrontation de la hiérarchie obtenue par l'analyse spatiale des apports agricoles et de la hiérarchie obtenue par les mesures indique ainsi la présence d'autres causes de pollution : il existe en effet des rejets de station d'épuration à Pouilly-les-Nonains (encore en activité lors de nos mesures) et des pollutions domestiques diffuses le long du Renaison en aval du bourg de Renaison. Par ailleurs les fortes teneurs en nitrates mesurées sur le Marclus amont ne correspondent pas à une différence tranchée des apports en azote d'origine agricole : la station de lagunage de Lentigny se rejette en effet à quelques centaines de mètres en amont du point de prélèvement et doit être une cause majeure de la pollution nitratée du cours d'eau (il conviendrait pour le confirmer d'effectuer d'autres mesures en amont de ce rejet ponctuel).

Cours d'eau classés en pollution azotée décroissante selon l'analyse spatiale	Cours d'eau classés en pollution azotée décroissante selon les mesures de terrain
Marclus amont	Marclus amont
Marclus aval	Marclus aval
Mardeloup	Mardeloup
Montouse amont	Renaison à Riorges
Renaison à Riorges	Renaison à Pouilly
Montouse aval	Montouse amont
Renaison à Pouilly	Montouse aval
Rouchain	Rouchain

Tableau 25 : Hiérarchie de pollution azotée des cours d'eau calculée et mesurée

**Carte 18 : Apports bruts en azote d'origine agricole estimés par sous bassin versant
Bassin versant du Renaison**



Carte 18 : Apports en azote par sous-bassin versant

13.2 Evaluation de la protection contre la pollution nitratée des eaux superficielles par les zones de végétation naturelle

13.2.1 Facteurs de dégradation des nitrates

Les nitrates sont difficilement dégradés. Ils persistent souvent de nombreuses années dans les eaux souterraines. Les facteurs contrôlant la dégradation des nitrates sont [Garrett, 1991] :

- la dénitrification par des micro-organismes qui utilisent les oxydes d'azote en l'absence d'oxygène pour les transformer en azote gazeux, cette réaction ne peut donc s'effectuer qu'en milieu anaérobie (rôle des zones humides),
- la nitrification : réduction microbienne des nitrates et des nitrites en ammoniac volatil.

Si la dégradation des nitrates résulte de l'activité des micro-organismes, la biomasse végétale dans son ensemble joue un rôle fondamental. Elle constitue la source en carbone pour les micro-organismes dénitrificateurs [Haycock et Pinay, 1993].

13.2.2 Transfert des nitrates vers les cours d'eau

Les nitrates sont des éléments extrêmement solubles dans l'eau. Leur cheminement entre le point de pollution et les cours d'eau suit celui de l'eau sur le versant (le versant étant défini comme une unité topographique dont la pente est latérale au cours d'eau). Mais ce transfert est conditionné également par le contexte hydrogéologique sur ce chemin d'écoulement (cf. paragraphe 8.3) : l'eau peut en effet soit s'écouler en surface dans le chenal d'un cours d'eau, soit s'infiltrer jusqu'à une nappe profonde, soit s'écouler dans une nappe temporaire liée à une imperméabilisation du sol à faible profondeur.

Par ailleurs, une végétation non fertilisée située sur le chemin d'écoulement des eaux réduit la concentration en nitrates. Ces zones de végétation naturelle sont nommées "zones tampons" [Norris, 1993].

Haycock et Pinay ont noté, dans une plaine alluviale, une réduction des teneurs en nitrates de [Haycock et Pinay, 1993] :

- 99% (baisse des concentrations de 6 à 10 mg/l à des concentrations de quelques dixièmes de mg/l) au travers de 10 mètres de forêt de peupliers,
- 87 % (baisse des concentrations de 11 mg/l à environ 1 mg/l) au travers de 25 mètres de prairie naturelle.

Cette différence entre forêt et prairie s'explique par le facteur limitant carbone organique dans l'activité des micro-organismes puisque le carbone organique est en plus grande quantité en forêt qu'en prairie.

Ces auteurs ont mesuré une efficacité de la végétation ripariale (végétation occupant les rives d'un cours d'eau) constante dans l'espace et dans le temps lorsque l'écoulement est souterrain et peu profond (moins d'un mètre). Lorsque la nappe souterraine s'approche de la surface l'activité des micro-organismes réducteurs s'accroît par passage en milieu anaérobie.

Le rôle de la forêt comme filtre à nitrates est donc surtout efficace là où la nappe s'approche de la surface c'est-à-dire souvent en bordure des cours d'eau [Groffman et al., 1992].

Le rôle de la végétation est également conditionné par le contexte géologique (cf. Figure 51). En effet, la végétation naturelle ne peut prélever des nutriments que si ses racines sont en contact avec le flux de pollution. Par contre, si le transfert s'effectue au sein d'une nappe profonde de plus de 3 ou 4 mètres, les nitrates ne sont pas utilisés par les plantes.

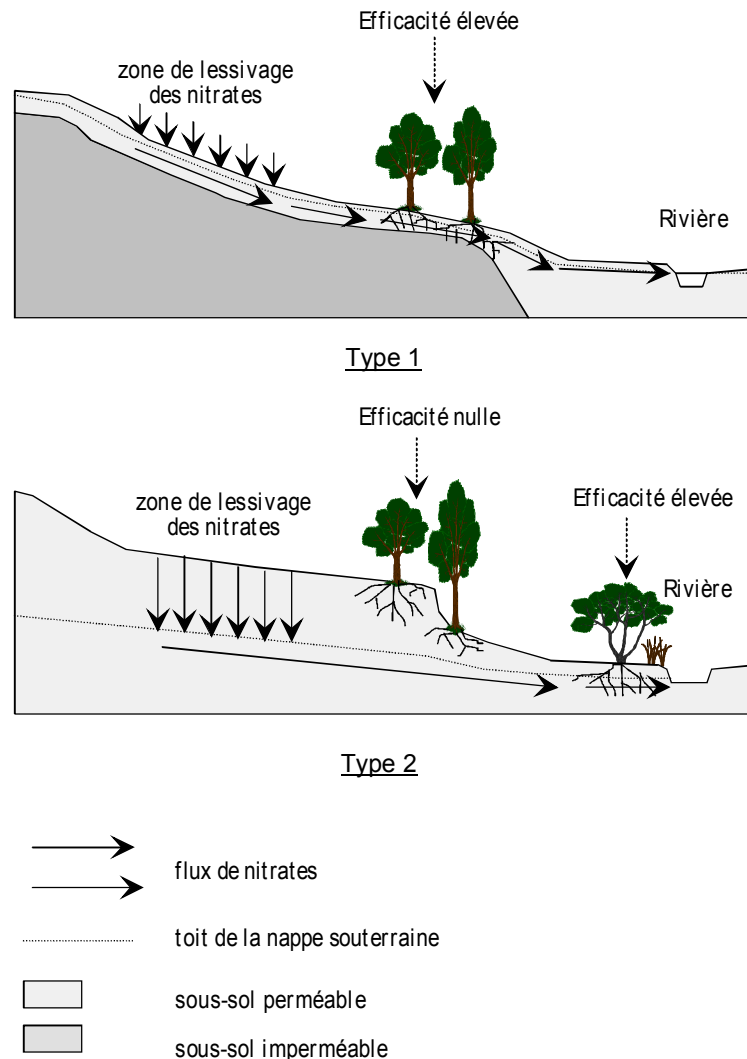


Figure 51 : Efficacité des bandes tampons et contexte hydrogéologique

Karr et Schlosser ont noté l'importance de la taille du versant à l'amont de la zone tampon [Karr et Schlosser, 1978]. Si le versant est de taille réduite, l'écoulement est moins volumineux, moins concentré et peut être plus facilement stoppé par la zone tampon. L'existence de zones de végétation naturelle en bordure de cours d'eau n'a aucun effet si la pollution a déjà rejoint le chenal principal ou secondaire.

Pour Norris, il est nécessaire de placer les bandes tampon à proximité aval des sources de pollution avant que l'écoulement ne soit chenalisé [Norris, 1993].

Ainsi, la pollution des cours d'eau par les nitrates est non seulement conditionnée par la présence de zones de pollution en amont mais aussi par le contexte géologique et par la présence de végétation naturelle entre le point ou la zone d'émission du polluant et le cours d'eau. La détermination des risques de pollution des eaux par les nitrates est un problème spatial complexe car il requiert de connaître :

- le chemin d'écoulement entre un point de pollution et le cours d'eau,
- le type d'écoulement sur ce chemin,
- le type de végétation sur ce chemin.

L'arrangement spatial entre les zones de pollution et les zones de végétation naturelle est primordial. L'aménagement ou la gestion d'un cours d'eau ne peuvent plus être considérés de façon linéaire car sa qualité est contrôlée par des phénomènes se produisant dans un espace plus vaste. Cet espace doit intégrer le bassin versant dans son ensemble et distinguer, à l'intérieur de ce bassin, les structures jouant un rôle primordial dans la quantité et la qualité de la ressource. En effet, les interactions entre le cours d'eau et son environnement ne sont pas réparties de façon homogène. Les zones humides ou les espaces naturels « tampons » offrent une protection naturelle et, parfois, permettent une réhabilitation de la qualité des eaux superficielles et souterraines.

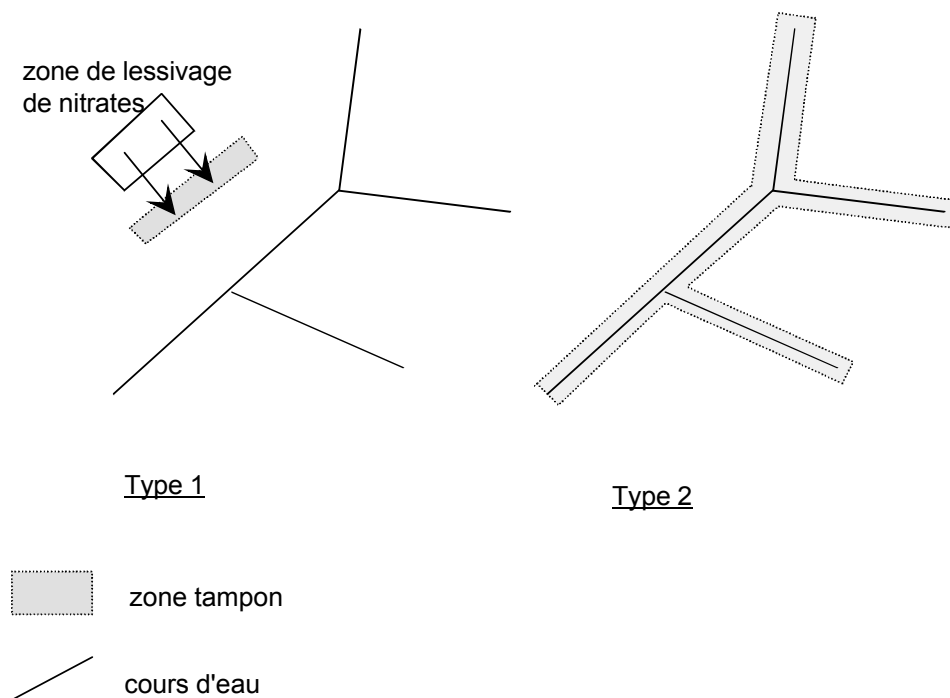


Figure 52 : Forme des zones "tampons" efficaces par rapport au contexte hydrogéologique

Pour la modélisation de l'épuration des flux nitrates par des bandes tampon, il faut distinguer les deux types de transfert des versants vers les cours d'eau présentés dans la Figure 52 :

- type 1 : transfert superficiel ou par une nappe peu profonde (moins de 3 mètres) : toute bande de végétation non fertilisée située entre l'aire de pollution et un chenal d'écoulement permanent ou saisonnier absorbe une partie des nutriments (cf. Figure 52),

- type 2 : transfert par une nappe profonde : seule la végétation ripariale (végétation située à proximité du chenal d'écoulement) peut absorber les nitrates grâce à la remontée de la nappe souterraine dans cette zone (cf. Figure 52).

La détermination de l'efficacité des zones tampons diffère donc selon le type hydrogéologique. De plus, pour le type 2, il est impossible de connaître le chemin d'écoulement de l'eau souterraine en l'absence de mesures piézométriques. Sur de telles zones, il est donc préférable de prendre en compte la continuité des bandes tampons sur les rives (cf. Figure 52).

13.2.3 Analyse spatiale du transfert de pollutions nitratées

Les fonctions de modélisation de la propagation organisées en procédures permettent d'extraire le chemin d'écoulement de l'eau sur un relief en fonction d'un contexte géologique et d'estimer l'effet « filtre » de la végétation naturelle sur la pollution (cf. Figure 53).

L'estimation des chemins d'écoulement de l'eau et la modélisation de la propagation sur une surface de « résistance » ou de « coût » ont été présentées (cf. paragraphe 8.3). L'approche diffère ici car elle modélise un écoulement à partir de zones excédentaires en nitrates vers les cours d'eau et que le « coût » de propagation n'est pas fonction d'une perméabilité des terrains ou d'un gradient hydraulique mais de la nature de l'occupation du sol. **Le résultat de l'analyse est un indice égal à la distance pondérée par le type de végétation sur un chemin d'écoulement entre une zone de lessivage des nitrates et le cours d'eau le plus proche.**

Le flux réel (masse des apports - masse des prélèvements) n'est pas calculé parce que les phénomènes de transfert sont complexes et donc difficilement quantifiables sur un bassin non expérimenté. La problématique des SAGE correspond d'ailleurs plus à une hiérarchisation des problèmes et à la représentation cartographique de cette hiérarchisation qu'à une quantification.

13.2.4 Application au bassin versant du Renaison

Le contexte hydrogéologique du bassin du Renaison correspond surtout au type 1 présenté ci-dessus (cf. paragraphe 4). Un granite fissuré par la tectonique peut cependant véhiculer des eaux chargées en nitrates à plus grande profondeur et à plus grande vitesse. Sur les secteurs où une forte fissuration a été reconnue, il serait alors nécessaire d'utiliser une caractérisation des risques de pollution de type 2, les pollutions nitratées ne pouvant être réduites par la végétation qu'en bordure de cours d'eau dans les zones humides.

La Carte 21 obtenue par cette méthode permet de déterminer les zones d'alimentation des cours d'eau par des lessivages de nitrates provenant de parcelles agricoles sur les versants (cf. Carte 19) grâce à l'action des zones naturelles (cf. Carte 20). Nous aurions pu prendre comme source de pollution des données ponctuelles en plus des zones d'épandage de fertilisants : bâtiments agricoles dépourvus de fosse à purin, habitat en assainissement individuel...

Cette carte a un intérêt prescriptif évident. Les aires et points de pollution nitratée sont susceptibles de polluer le cours d'eau en cas d'absence de zone tampon ou de mauvaise implantation de la zone tampon. Les sources de pollution ainsi reconnues peuvent faire l'objet :

- soit d'une réduction ou d'une meilleure répartition des apports en nutriments azotés,
- soit de l'aménagement de bandes tampons à leur aval et avant la rencontre d'un chenal d'écoulement.

Nous n'avons pas eu les moyens et le temps pour valider ce modèle d'analyse spatiale dans le cadre de cette thèse car il aurait fallu réaliser des mesures dans des piézomètres disposés parallèlement aux cours d'eau.

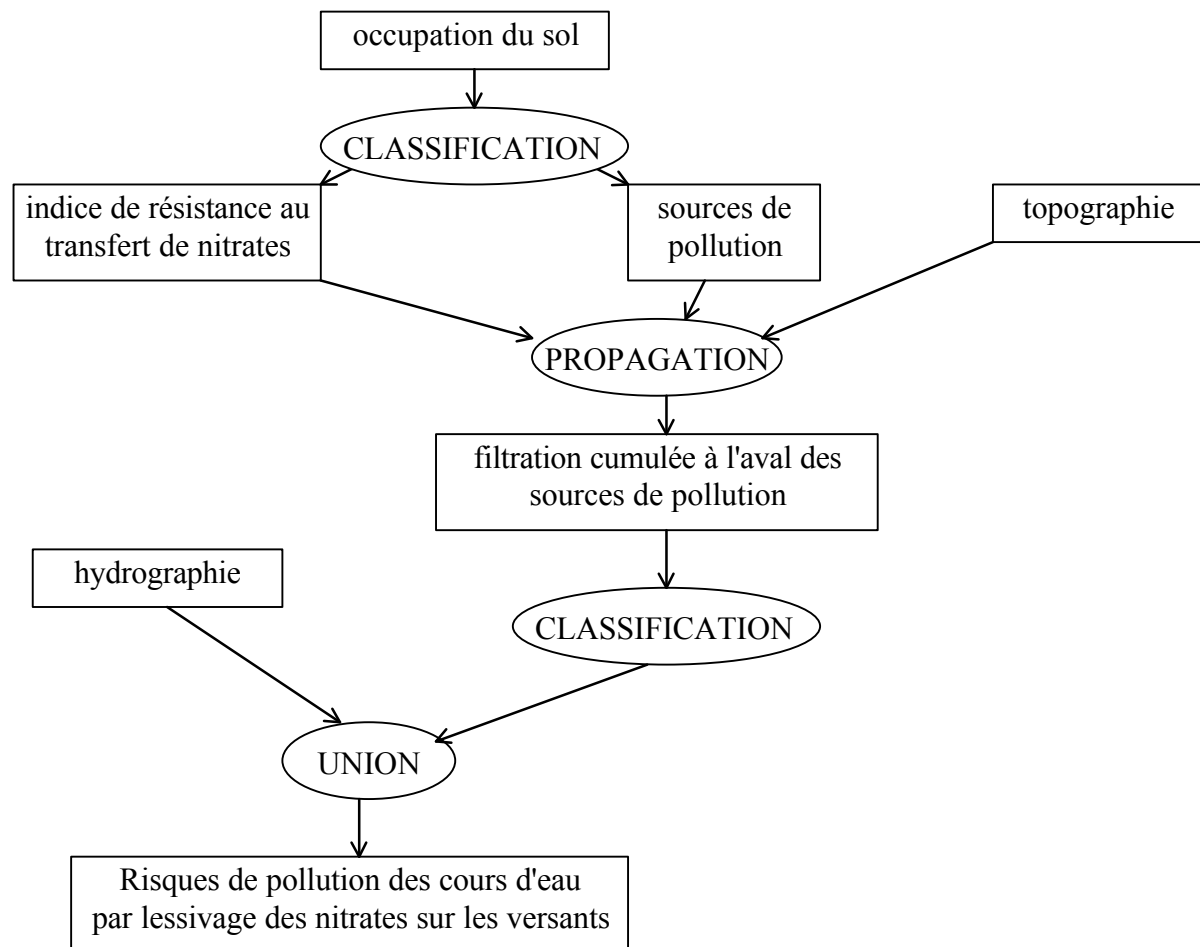
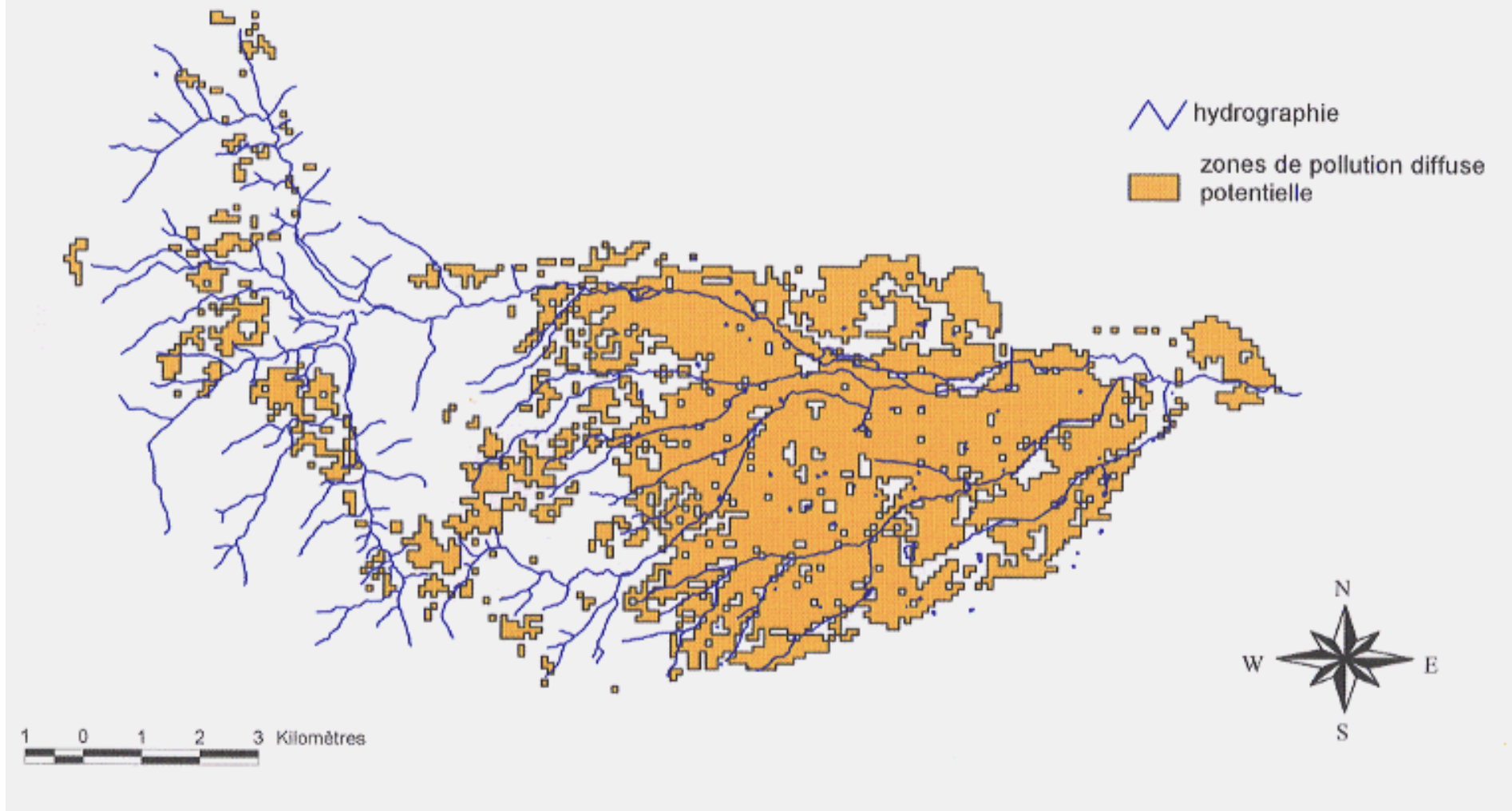


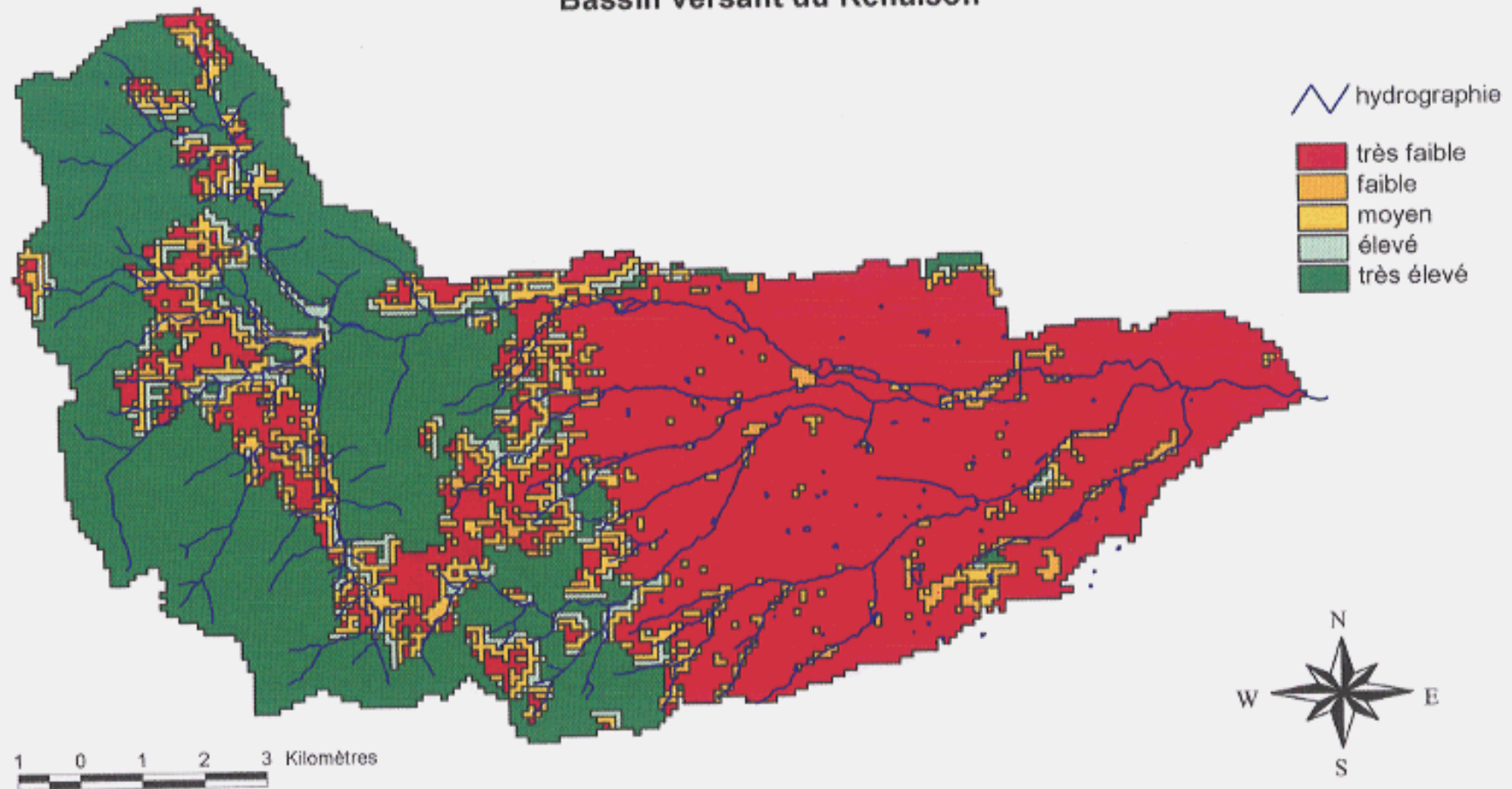
Figure 53 : Procédures d'analyse spatiale de l'effet "tampon" de la végétation naturelle sur les pollutions nitratées

**Carte 19 : Zones sources de pollution nitratée diffuse
Bassin versant du Renaison**



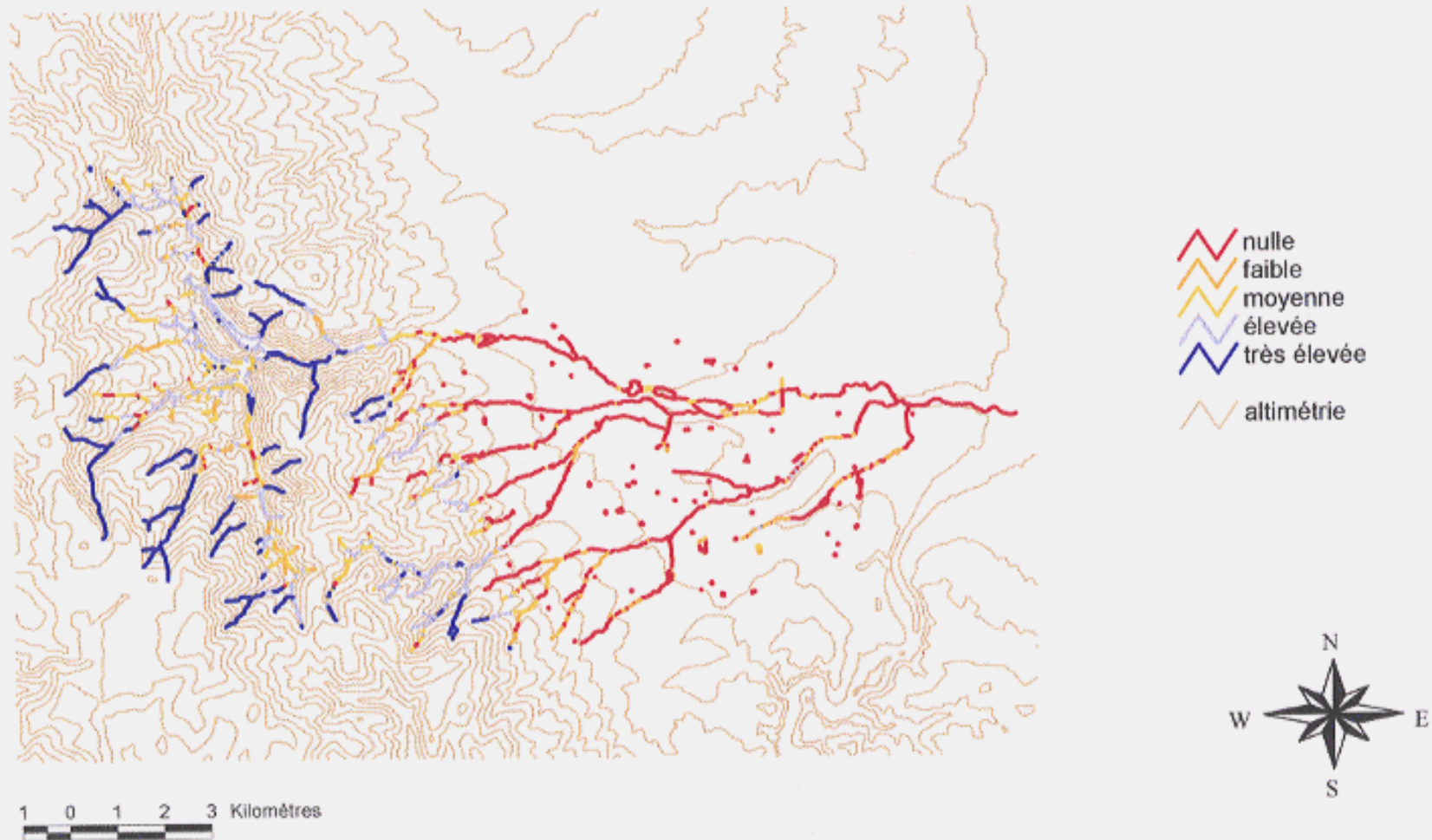
Carte 19 : Zones sources de pollution nitratées diffuses

**Carte 20 : Effet de prélèvement de nutriments par la végétation naturelle
des versants vers les cours d'eau
Bassin versant du Rénaisson**



Carte 20 : Effet de prélèvement de nutriments par la végétation naturelle des versants vers les cours d'eau

**Carte 21 : Protection exercée par les zones de végétation naturelle
contre la pollution diffuse des cours d'eau et des lacs par les nitrates agricoles
Bassin versant du Renaison**



Carte 21 : Protection exercée par les zones de végétation naturelle

13.3 Aptitude des cours d'eau à l'auto-épuration

Les pollutions rejetées dans des cours d'eau peuvent être en partie dégradées par un ensemble de phénomènes naturels survenant dans le lit du cours d'eau et dans les espaces qui lui sont contigus. Cette capacité auto-épuratoire est possible seulement si l'homme laisse une certaine liberté au cours d'eau en préservant notamment les échanges entre le cours d'eau et la zone humide qui l'accompagne. Cette approche diffère de la précédente car ici le polluant a rejoint le chenal d'écoulement et il s'agit d'étudier comment ce polluant peut être dégradé dans ce milieu, dans l'approche concernant l'effet de prélèvement effectué par les zones de végétation naturelle sur des nitrates issus de versants, l'analyse spatiale s'intéressait à représenter un phénomène se produisant entre le versant et le cours d'eau.

13.3.1 Rôle des zones humides pour les ressources en eau

Les zones humides apparaissent en différentes situations [Calder, 1992] : lorsque les sols sont saturés par mauvaise perméabilité, lorsqu'il n'y a pas d'exutoire (relief colinaire ou montagneux), lorsque les cours d'eau causent de fréquentes inondations de la plaine alluviale ou, sur le littoral, lorsque le drainage vers la mer est insuffisant. Ces espaces ne sont pas négligeables puisqu'ils couvrent 6 % de la surface terrestre [Calder, 1992]. Une typologie des zones humides applicable aux SDAGE et aux SAGE a été élaborée par le groupe de travail « zones humides » du Ministère de l'Environnement en avril 1995 [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et al., 1995] : elle est présentée en Annexe 14.

Il est indispensable de maintenir les zones humides riveraines des cours d'eau [Ministère de l'Environnement et al., 1993] :

- pour un objectif de préservation de la qualité à long terme : piégeage des sédiments et filtrage des nutriments,
- pour offrir un champ d'inondation afin de réduire l'impact des crues sur les activités humaines en aval,
- pour assurer une alimentation des nappes souterraines alluviales,
- parce que ce sont des écosystèmes à préserver.

Qualité des eaux

Les zones humides sont des pièges à nutriments tels que les nitrates ou les phosphates (cf paragraphe 13.2.2, p. 201). Comme l'indique le groupe d'experts sur l'innovation en matière d'aménagement et de gestion de l'espace fluvial [Ministère de l'Environnement, 1993] : « une faible largeur de forêt riveraine humide peut absorber la pollution nitratée diffuse infligée à la nappe phréatique (et donc au cours d'eau) par des superficies bien plus étendues des systèmes productifs agricoles ».

Le drainage des zones humides accompagné le plus souvent d'une chenalisation du lit mineur du cours d'eau entraîne une dégradation du milieu et de la ressource. Les échanges entre le cours d'eau et son lit majeur contrôlent sa capacité autoépuratoire. En effet, la sédimentation de la matière organique est réversible dans le lit mineur : la sédimentation survient en période de basses eaux puis les sédiments sont repris en période de crue, le bilan est ainsi pratiquement nul d'autant que les sédiments sont en milieu anaérobie et qu'ainsi la matière organique n'est pas dégradée. Par contre, dans les bras morts du lit majeur, la sédimentation se

produit lors des crues. L'assèchement des ces bras morts en étiage entraîne une véritable exportation de la matière organique. Ainsi, comme cela est bien connu, les échanges entre le cours d'eau et les zones humides qui l'accompagnent garantissent sa qualité.

Régulation des écoulements en rivière

Verry et Boetler ont montré que, contrairement aux idées reçues, les zones humides transmettent très rapidement les crues aux cours d'eau du fait de leur saturation [Verry et Boetler, 1975]. En saison chaude, les zones humides augmentent l'évapotranspiration et réduisent ainsi le débit d'étiage [Calder, 1992]. Mais par ailleurs, l'existence même de nombreuses zones humides est déterminée par le débordement des cours d'eau, ce sont donc par nature des zones d'épandage de crue. Leur aménagement s'accompagne forcément d'un endiguement du lit mineur et entraîne donc une augmentation du risque d'inondation en aval. L'inondation chronique de la zone humide implique par ailleurs une réalimentation des nappes souterraines d'accompagnement du cours d'eau.

Ecosystèmes naturels

Dans la loi sur l'eau de 1992, les milieux humides constituent en eux-mêmes un objectif : ces écosystèmes doivent être préservés en dehors de toute perspective anthropocentrique.

Intérêts d'une cartographie des zones humides

La cartographie des zones humides peut être réalisée à différentes échelles de résolution selon l'objectif choisi. Une étude de terrain est nécessaire pour inventorier les différentes espèces animales et végétales présentes et les connexions entre ces milieux aquatiques et les cours d'eau ou les nappes souterraines. Malheureusement, une telle étude n'a pas été effectuée pour l'instant sur le bassin du Renaison.

Il serait pourtant intéressant de réaliser une cartographie des types définis par le groupe de travail du Ministère de l'Environnement (cf. Annexe 14). **La localisation des zones humides a en effet une influence sur leur rôle.** Par exemple, les zones humides bordant un cours d'eau peuvent jouer un rôle de piège à nitrates et à phosphates à l'aval d'urbanisations à l'assainissement défectueux ou de zones agricoles intensives. Par ailleurs, le drainage par des fossés à ciel ouvert à l'amont de secteurs à risques élevés d'inondation devrait être proscrit particulièrement lorsque des habitations sont menacées puisqu'il augmente les débits de crue. Ici aussi, l'analyse spatiale par un SIG est nécessaire pour représenter les relations entre les aménagements et les milieux naturels aquatiques. Ces relations sont de deux types : soit dans le sens des versants vers les cours d'eau, soit des cours d'eau vers les zones humides de bordure.

La protection réalisée par la végétation naturelle sur les pollutions provenant des versants peut être réalisée de façon qualitative avec un SIG, comme cela a été démontré dans le paragraphe précédent. Mais, l'épuration de l'eau dégradée de la rivière par les zones humides doit être modélisée différemment à partir des échanges existants entre cette rivière et sa zone humide.

13.3.2 Modélisation de l'aptitude des rivières à l'auto-épuration sur le Renaison

L'auto-épuration d'une rivière dépend des échanges entre le lit mineur et le lit majeur et de l'existence d'une végétation naturelle dans cet espace d'échanges. Le rôle des zones humides a été pris en compte au travers de deux critères : la liberté de divagation des cours d'eau et l'importance de la ripisylve.

L'aptitude à l'auto-épuration d'une rivière est le plus souvent quantifiée par sa teneur en oxygène dissout, mais cette variable n'est qu'un indice et est trop souvent confondue avec le processus réel d'auto-épuration (source : communication orale avec J.G. Wasson). Même s'il est certain que de faibles teneurs en oxygène dissout révèlent une forte dégradation du milieu, cet élément ne produit qu'une image instantanée de l'état du système. En effet, comme nous l'avons déjà dit, une sédimentation de la matière organique dans le lit mineur pourra momentanément augmenter la teneur en oxygène dissout sans que cela soit lié à une réelle dégradation de la matière organique puisqu'il n'y a pas exportation hors du système. Le facteur déterminant est donc l'existence d'échanges entre le lit mineur et le lit majeur (cf. Figure 54).

Par ailleurs, l'ensoleillement est fréquemment considéré comme un facteur bénéfique à l'auto-épuration car il favorise le développement des algues. Mais ce développement en augmentant la biomasse dans le cours d'eau accroît alors la quantité de nutriments carbonés dans le système. La dégradation de cette biomasse entraîne à son tour une consommation d'oxygène. Dans une eau ensoleillée, l'activité bactérienne est concurrencée par celle des algues, or les bactéries sont beaucoup plus efficaces dans la réduction des nutriments car elles respirent et exportent donc du carbone sous forme gazeuse. On connaît également bien leur rôle dans la dégradation du nitrate en milieu anaérobie. L'ensoleillement est donc un facteur défavorable à la capacité auto-épuratoire. Il est ainsi préférable de laisser se développer la ripisylve (source : communication orale avec J.G. Wasson).

Les chutes d'eau artificielles ont la réputation de favoriser l'oxygénation de l'eau et ainsi d'augmenter la capacité auto-épuratoire. Cet argument n'est pas fondé car si localement la chute crée une aération elle détermine en amont ou en aval une baisse de la vitesse du courant liée à une baisse de la pente et y entraîne donc une moindre oxygénation. Le bilan peut ainsi être considéré comme nul en terme d'oxygénation. Mais, de plus, cette artificialisation du lit est défavorable à l'écosystème puisqu'elle est responsable d'une baisse de diversité du milieu (suppression des multiples seuils et mouilles naturels).

Le modèle proposé dans la Figure 54 ne peut pas dépasser le stade du diagramme causal car la quantification des variables est ici difficile et contient trop d'incertitudes. Cependant, la formulation des relations par le diagramme causal est intéressante puisque :

- les dépendances y sont clairement exprimées,
- les boucles de rétroaction signalent les rééquilibrages (par exemple : plus de nutriments favorise la croissance des plantes qui les absorbent et réduisent de ce fait leur quantité dans la rivière), ces plantes diminuent par ailleurs l'ensoleillement et ainsi l'activité des algues ce qui favorise à son tour l'activité bactérienne qui exporte des nutriments.
- les variables exogènes (contrôlées par d'autres systèmes) apparaissent distinctement : la liberté de divagation, la pente du lit, les apports de polluants, la ripisylve.

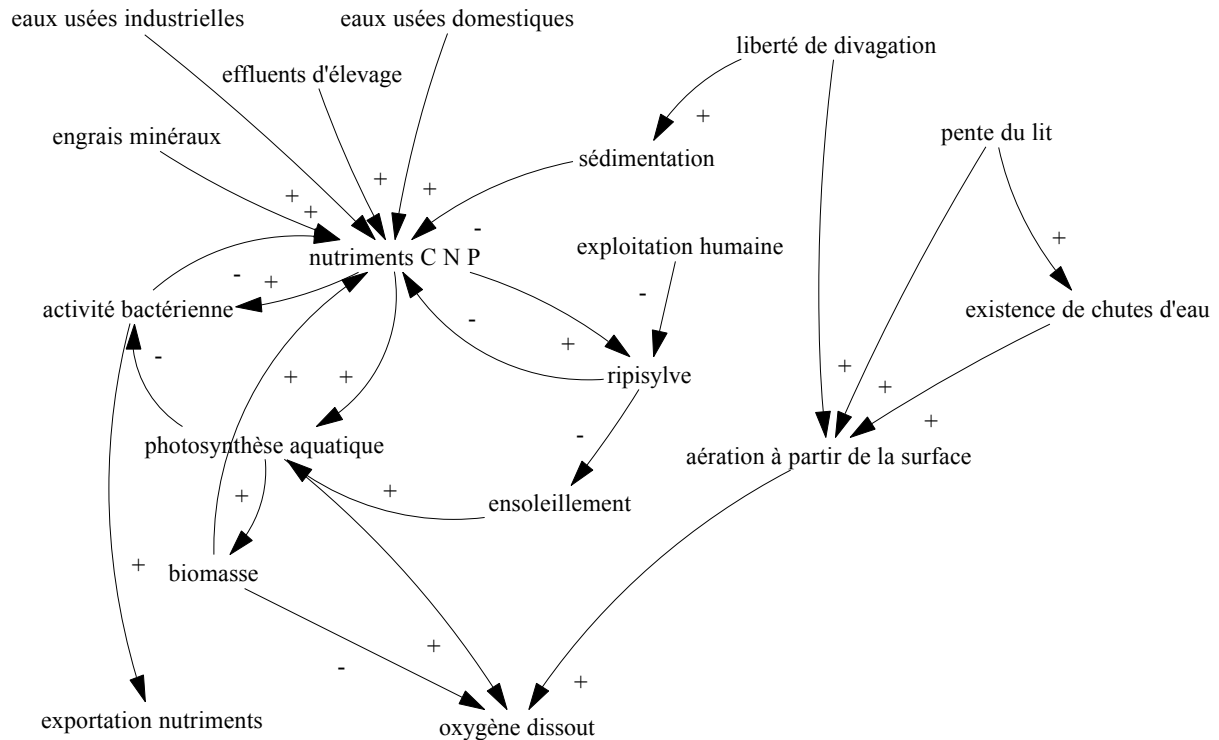


Figure 54 : diagramme causal de l'auto-épuration

Si la structure du système détermine son fonctionnement (équilibres, boucles explosives...), les valeurs que prennent les variables exogènes déterminent la quantité de polluants dans le système. Ceci définit donc les variables sur lesquelles il faut agir pour améliorer la qualité de l'eau :

- tout d'abord, les apports en polluants doivent être réduits,
- la pente du cours d'eau n'est pas modifiable mais le maintien de son profil en seuils et mouilles naturels est bénéfique à cette auto-épuration,
- la liberté de divagation des cours d'eau est très importante pour la sédimentation et l'oxygénation, elle doit être maintenue en ne chenalisant pas le cours d'eau,
- la ripisylve, qui piège des nutriments et limite l'ensoleillement de la rivière, ce qui réduit les algues et augmente l'activité bactérienne.

Le faucardage est par ailleurs très important pour exporter des nutriments du système aquatique (le faucardage est l'élimination des plantes aquatiques et leur exportation).

Une caractérisation de la géomorphologie et de la végétation et leur représentation par tronçons permet d'évaluer le potentiel à l'auto-épuration de manière qualitative. En croisant cette information avec les surfaces amont polluantes, une cartographie des zones effectives d'épuration peut être réalisée. Ceci permet de définir les zones humides d'intérêt prioritaire pour le maintien de la qualité des cours d'eau.

Cartographie de l'aptitude des cours d'eau à l'auto-épuration (cf. Figure 55)

Un certain nombre d'informations descriptives sont disponibles sur chaque tronçon de cours d'eau dans l'étude de terrain [Drevet, 1994]. Parmi celles-ci, figurent la végétation, la

liberté de divagation, l'existence de seuils. Ces critères sont exprimés sous une forme qualitative (par exemple : végétation abondante, divagation forte). La Base de Données Géographiques, constituée à partir des tronçons définis par l'étude de terrain, comporte ces informations sous forme de valeurs ordinales exprimant le classement de l'étude de terrain :

- végétation classée de 1 à 7 (rare à surabondante),
- liberté de divagation classée de 1 à 5 (nulle à forte).

Ces paramètres sont reclassés en fonction de leur rôle favorable ou défavorable à l'auto-épuration. Par exemple, le facteur végétation est reclassé puisqu'une végétation faible est peu favorable, une végétation moyenne est favorable et une végétation très abondante est très favorable. Ce classement contient de l'arbitraire mais une analyse de sensibilité permettrait d'évaluer les variations des résultats obtenus en fonction du changement des limites de classe.

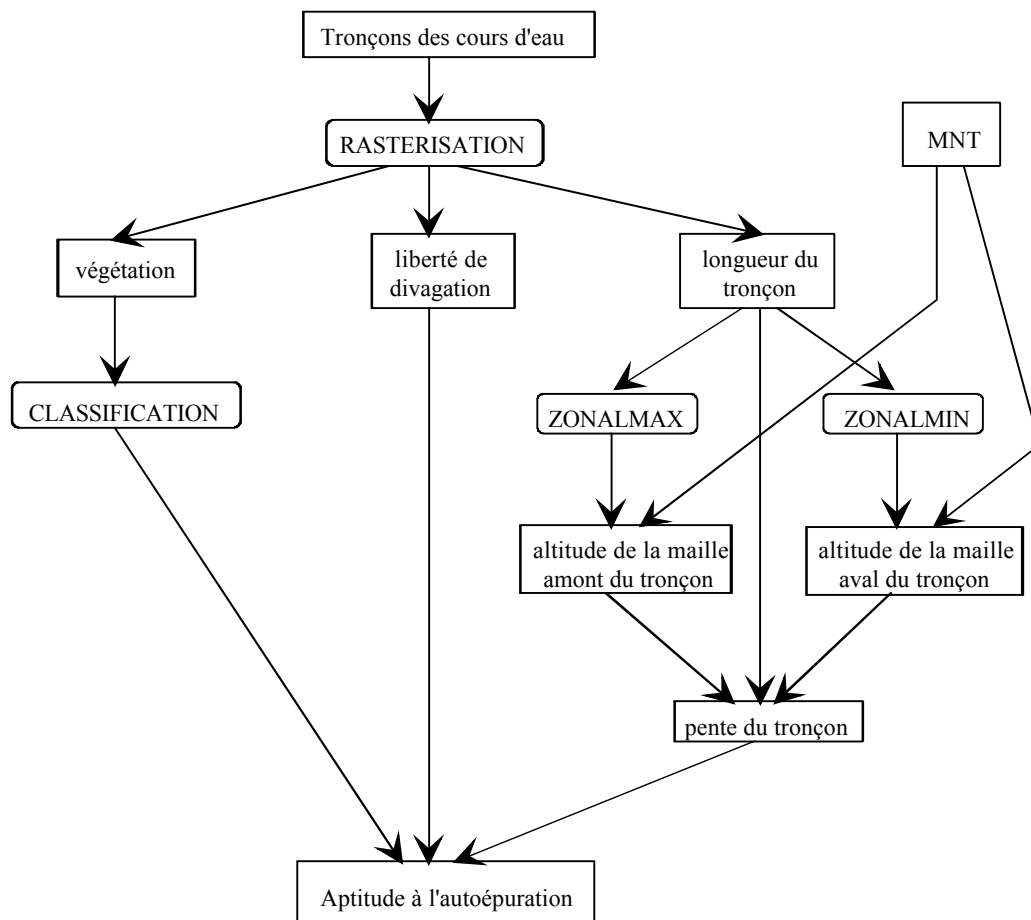


Figure 55 : modélisation spatiale des capacités d'auto-épuration de cours d'eau

Pour le calcul de l'aptitude à l'auto-épuration, ces différents facteurs sont croisés avec la pente. La pente du lit du cours d'eau est estimée directement par des fonctions aréales dans le SIG : en extrayant l'altitude minimale ou maximale de MNT compris dans chaque zone de tronçon de cours d'eau (cf. Figure 55). Les pentes ont été regroupées en cinq classes (limites des classes : 0,5 ; 1 ; 5 et 15%) car les autres critères présentent trop d'incertitudes pour que la pente soit considérée avec une meilleure précision.

Le croisement spatial des trois facteurs a été effectué avec des poids égaux (un expert du domaine pourrait attribuer des poids différents). En effet, les variables ne sont pas quantifiées, nous avons traduit par des indices des valeurs nominales de l'enquête de terrain, excepté pour ce qui est des pentes qui ont été mesurées à partir du MNT. Le calcul de l'aptitude est effectué par une somme pondérée :

$$\text{aptitude à l'autoépuration} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{\lambda_i c_i}{\alpha_i}}{\sum_{i=1}^n \lambda_i}$$

avec : c_i valeur du critère i

λ_i poids du critère i

α_i nombre de critères utilisés

La Carte 22 présente le résultat de cette analyse. Le but n'est pas de préciser ou de caler certaines lois de transfert de polluants mais de proposer une méthodologie de détermination qualitative de la variabilité spatiale des phénomènes tels que l'auto-épuration.

Cartographie des pollutions rejetées dans les cours d'eau et de leur cumul de l'amont vers l'aval (cf. Carte 23 pour l'exemple des pollutions domestiques)

Le recensement des rejets d'effluents industriels, domestiques ou agricoles a été effectué lors de l'étude de terrain. Etant donné la diversité des effluents, l'absence des mesures de débit et de charge polluante, des indices ordinaux ont été utilisés pour représenter une évaluation qualitative de l'importance des rejets tels qu'ils sont formulés de manière descriptive dans l'étude de terrain [Drevet, 1994] :

- rejets industriels : 0 à 2 (nuls, faibles, importants)
- rejets agricoles : 0 à 4 (nuls, diffus et faibles, rejets ponctuels de bâtiments d'élevage...)
- rejets domestiques : 0 à 2 (nuls, faibles, nombreux)
- rejets de stations d'épuration : nombre de rejets par tronçon.

A partir d'un recensement des rejets par tronçon de cours d'eau, il est possible de calculer un indice des pollutions à l'amont de chaque tronçon en faisant la somme des indices de rejet dans chaque tronçon. Cette somme représente un cumul des divers rejets de l'amont vers l'aval. La relation spatiale amont-aval peut être modélisée par un SIG.

Cette opération nécessite un modèle de données adapté dans le SIG : chaque arc doit posséder un sens matérialisé par un noeud initial et un noeud final. Un arc sera connecté en aval d'un autre si son noeud initial est égal au noeud final de l'autre.

Pour obtenir la somme des rejets polluants à l'amont d'un arc, la méthode suivante est utilisée :

- sélection de tous les arcs à l'amont de chaque noeud,
- calcul des sommes des indices des :
 - . rejets industriels,
 - . rejets domestiques,
 - . rejets de stations d'épuration,

- . rejets agricoles,
- affectation des résultats de ce calcul à l'arc à l'aval du noeud

Cartographie des tronçons de rivière susceptibles de rétablir la qualité des eaux (cf. Carte 24 pour l'exemple des pollutions domestiques)

L'intérêt de cette cartographie des zones humides de bordure de cours d'eau en aval de rejets de polluants est évident. Elle permet d'établir une hiérarchie dans la politique de réhabilitation-préservation des zones humides dans leur fonction épuratoire, en distinguant les secteurs prioritaires des secteurs secondaires. Les tronçons présentant une aptitude à l'auto-épuration très faible et en aval de rejets de polluants indiquent les secteurs où une réhabilitation des zones humides est nécessaire et où une politique d'amélioration de l'assainissement.

La moyenne exprime un niveau relatif d'aptitude étant donné le caractère qualitatif de cette donnée. Les données dont nous disposons ne nous permettent pas de comparer les effets d'un type de rejet par rapport à ceux d'un autre. En effet, une quantification n'a pas été effectuée et il est impossible de dire si les rejets domestiques évalués « importants » à l'amont de tel tronçon polluent plus ou moins que « quelques » rejets industriels. Une somme pondérée des différents rejets serait possible avec des données exprimées en DBO (Demande Biochimique en Oxygène) ou en teneur en azote par exemple.

critère	minimum	maximum	moyenne	écart type
indice d'aptitude à l'auto-épuration	0	6	2,9	1,3
indice de la somme des rejets industriels	0	15	2,2	4,2
indice de la somme des rejets de station d'épuration	0	7	0,6	1,6
indice de la somme des rejets agricoles	0	87	12,9	21,5
indice de la somme des rejets domestiques	0	34	4,2	7,5

Tableau 26 : Indices des rejets polluants et de l'aptitude à l'auto-épuration sur le Renaison

Les valeurs des indices de 0 à 6 sont normalisées sur une échelle de valeur qui ne correspond pas à un niveau de pollution absolu mais à un niveau relatif au bassin étudié.

L'importance épuratoire de chaque tronçon vis-à-vis d'un type d'effluent, est obtenue ensuite simplement par un produit de l'indice d'aptitude à l'auto-épuration par l'indice de somme des rejets amont. Les valeurs des résultats s'étalent de 0 à 36, d'une importance nulle (aucun rejet ou aucune capacité à l'auto-épuration) à une importance très élevée (beaucoup de rejets et une grande capacité auto-épuration).

Importance épuratoire du tronçon	minimum	maximum	moyenne	écart type
aux rejets industriels	0	18	2,2	4,9
aux rejets de station d'épuration	0	18	1,2	4,0
aux rejets agricoles	0	18	1,9	4,4
aux rejets domestiques	0	18	1,5	3,8

Tableau 27 : Rôle épuratoire des cours d'eau

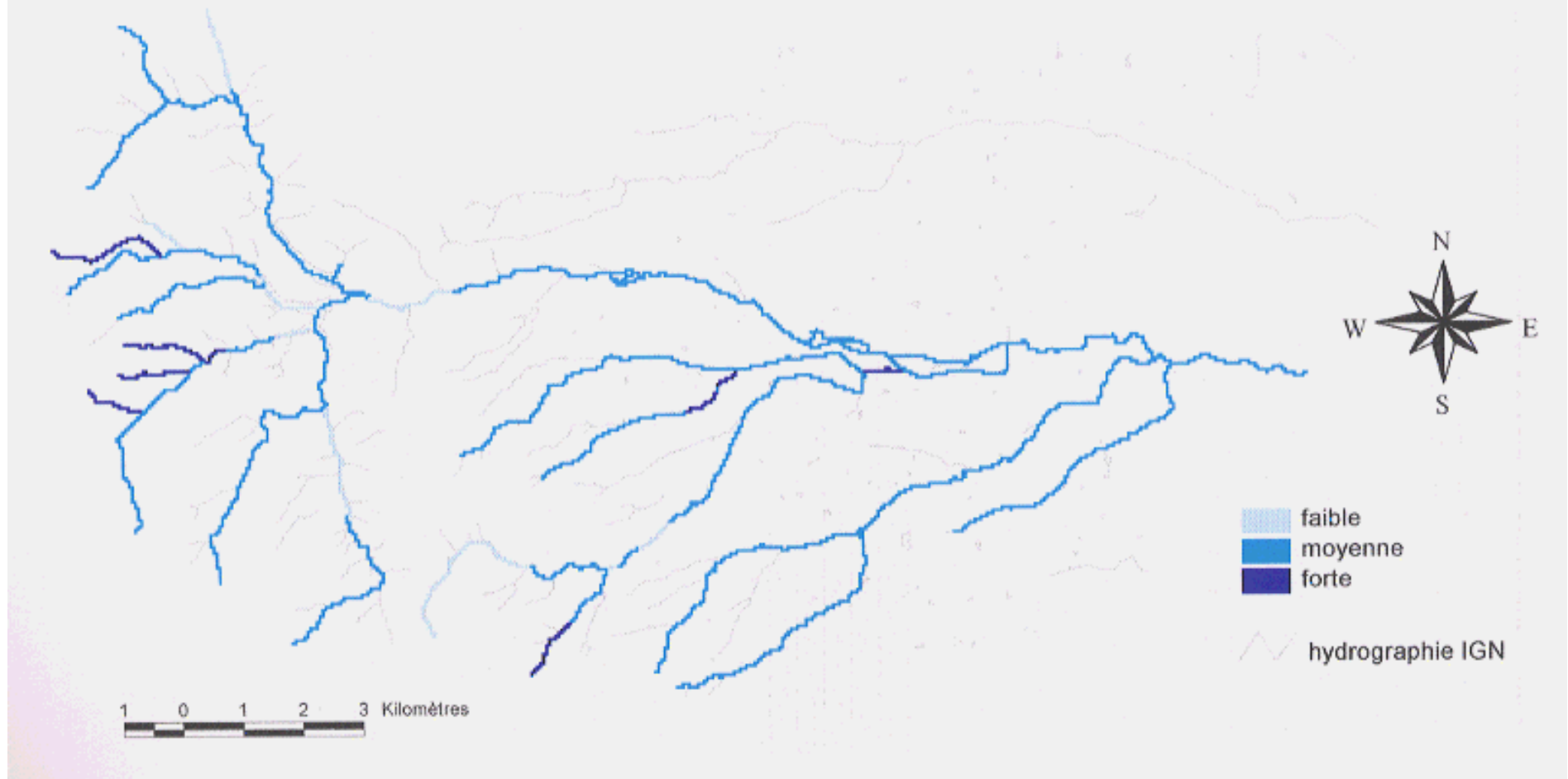
Le choix d'une somme ou d'un produit au cours de cette analyse est arbitraire, il faudrait caler la logique arithmétique utilisée à partir des mesures observées.

Nécessité d'une validation

Aucune validation de ce modèle n'a pu être réalisée. Cette validation aurait impliqué des mesures de flux de pollution en différents points (mesure des concentrations et des débits) et une quantification de l'effet de l'auto-épuration en fonction des caractéristiques des tronçons.

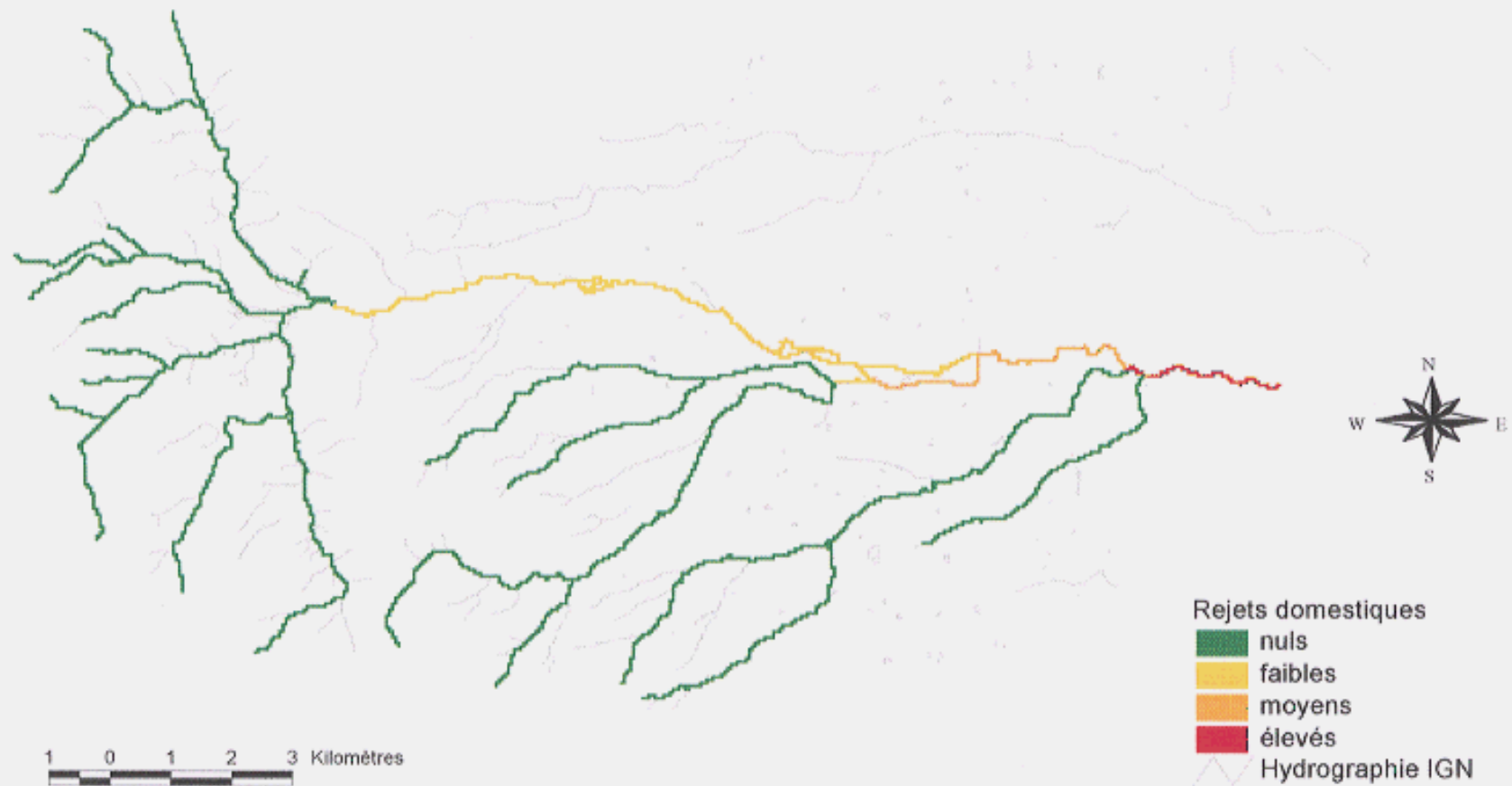
Cette approche reste donc une proposition d'analyse spatiale qui devrait être confirmée par des mesures de terrain avant de pouvoir être utilisée dans le cadre de prises de décisions. Cette validation pourrait conduire à définir de nouveaux critères ou à modifier le poids donné à certains.

**Carte 22 : Aptitude des cours d'eau à l'autoépuration en fonction :
de la pente, de la végétation et de la liberté de divagation
Bassin versant du Renaison**



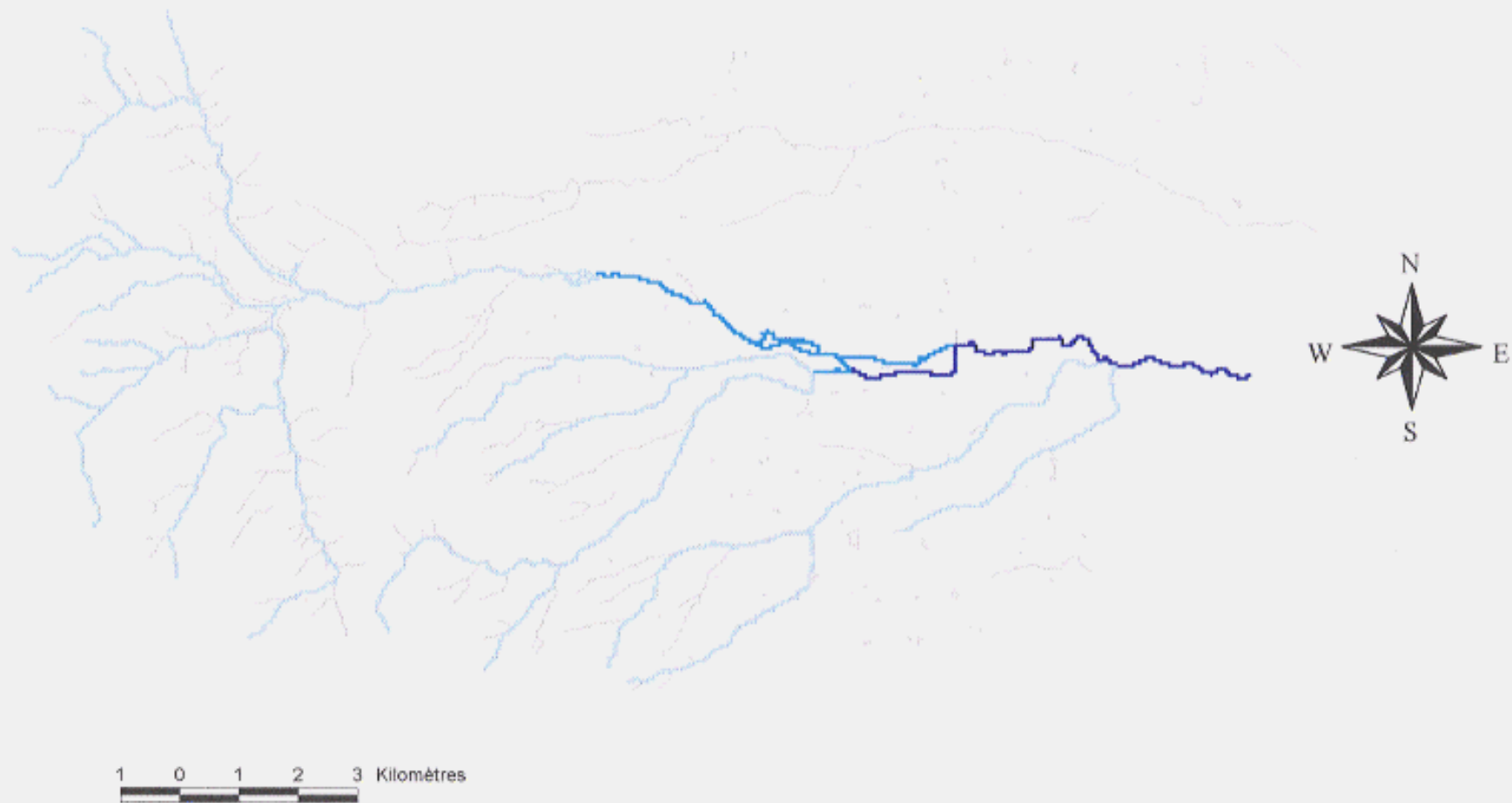
Carte 22 : Aptitude des cours d'eau à l'auto-épuration

**Carte 23 : Rejets d'eaux usées domestiques dans les cours d'eau
Bassin versant du Renaison**



Carte 23 : Pollutions domestiques rejetées dans les cours d'eau

Carte 24 : Rôle épuratoire des cours d'eau sur les pollutions d'origine domo



Carte 24 : Rôle épuratoire des cours d'eau sur les pollutions d'origine domestique

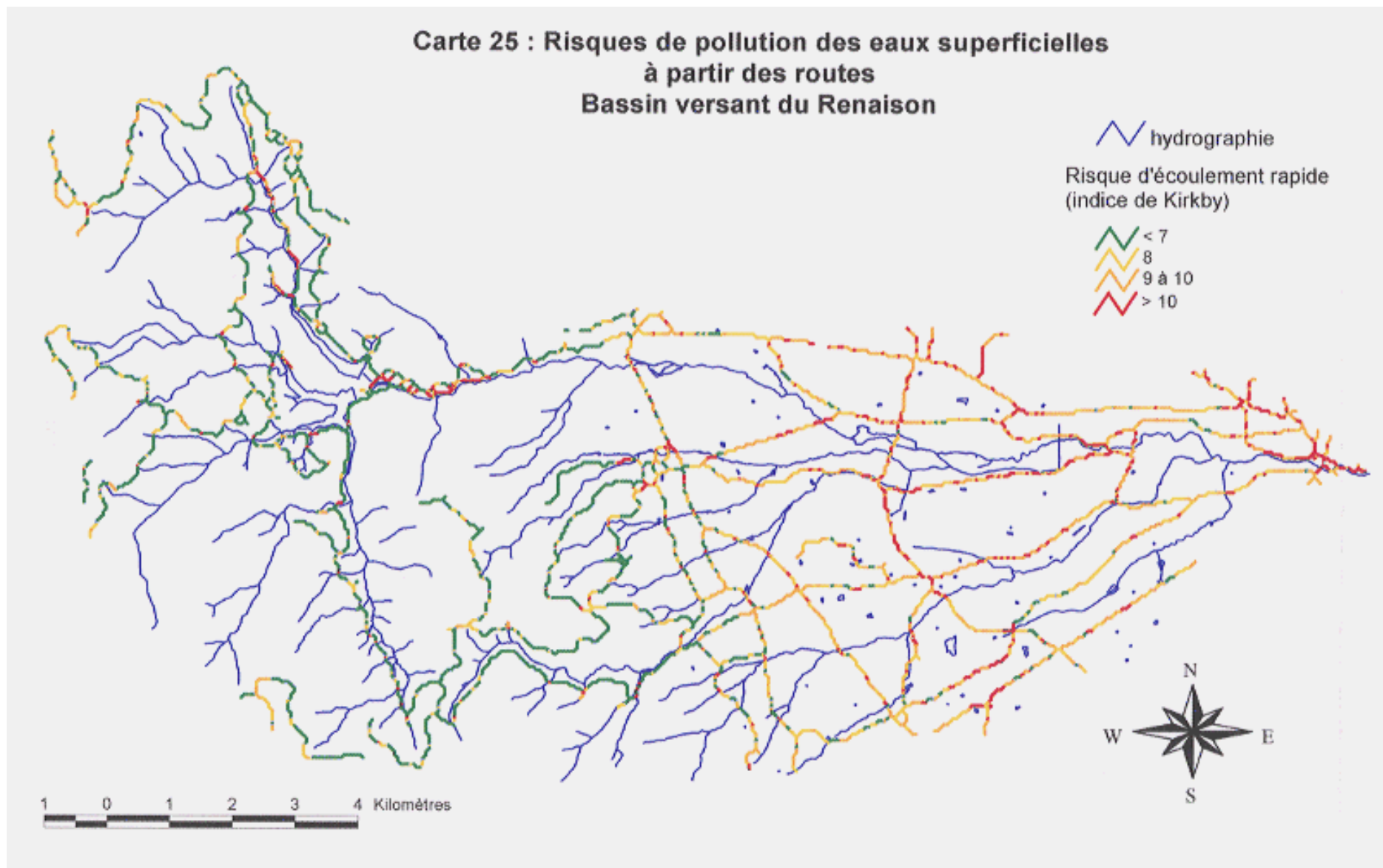
13.4 Localisation des risques de pollution accidentelle

La carte de vulnérabilité des eaux superficielles (élaborée avec la méthode de l'indice topographique qui est la plus réaliste, cf. paragraphe 1.1.1.1, p. 185) doit servir à estimer les risques de pollution de la ressource. En effet, en superposant la carte de vulnérabilité à une carte du réseau routier par exemple, il est possible de cartographier les tronçons de routes présentant un risque de pollution accidentelle important pour la ressource en eau superficielle (cf. Carte 25). L'analyse spatiale est ici assez triviale puisqu'il s'agit d'une simple superposition cartographique entre deux couches de données.

Pour tester des scénarios d'aménagement, si une validation des surfaces de saturation était réalisée, il serait possible d'utiliser la carte de vulnérabilité afin d'estimer l'impact des activités à risques de pollution (usine manipulant des produits toxiques, des hydrocarbures, porcherie ou, à moindre risque, habitat à assainissement individuel) et autoriser ou non ces activités. En croisant les localisations proposées à la carte de vulnérabilité, il pourrait apparaître que ces activités manifestent un risque important sur la ressource. Il serait alors possible, pour les décideurs de demander des études plus approfondies sur les zones à risques ou directement, de réglementer l'activité ou de proposer d'autres implantations. Le SIG constitue ainsi non seulement un moyen de connaître le milieu mais aussi un support pour la concertation.

A une échelle plus globale, la carte des risques de pollution pourrait être utilisée pour discrétiser l'unité hydrologique en sous-bassins versants selon une hiérarchie de risques afin d'adapter la politique de gestion à chacune de ces sous unités.

**Carte 25 : Risques de pollution des eaux superficielles
à partir des routes
Bassin versant du Renaison**



Carte 25 : Risques de pollution des eaux superficielles à partir des routes

14. Perspectives : Inflexion de la gestion actuelle du bassin versant vers une gestion plus équilibrée

La modélisation spatiale améliore la compréhension du fonctionnement des ressources en eau, des milieux aquatiques et de leur interactions avec des usages comme nous venons de le voir. Ainsi, elle offre un support pour argumenter une inflexion de la gestion locale actuelle lorsqu'elle peut être améliorée. Mais une véritable prise de conscience des impasses de la gestion sectorielle doit également s'appuyer sur la définition et la simulation de scénarios d'usages conjoints de l'eau. Si des incompatibilités de ces scénarios avec une préservation à long terme de la ressource en eau sont révélées, cela aidera les acteurs à modifier leur comportement et à s'adapter aux contraintes du milieu et aux autres utilisateurs.

Sur le bassin versant du Renaison, aucun scénario n'a été exprimé par les acteurs locaux. Ni la simulation de ces scénarios de conflit d'usage, ni le choix d'une stratégie n'ont donc pu être réalisés dans le cadre de cette thèse. Nous nous bornerons donc à ouvrir quelques perspectives sur l'intérêt de cette approche pour l'inflexion des politiques locales actuelles.

Le rôle des SIG (coopérant ou non avec des modèles hydrologiques) est primordial durant ces phases importantes de décision, puisqu'ils constituent un support concret à la réflexion et au dialogue entre les acteurs et les décideurs. La cartographie est un moyen clair d'exprimer un certain nombre d'enjeux et de proposer des solutions alternatives, l'analyse spatiale peut mettre en évidence des incompatibilités d'usage.

Si les SIG améliorent la prise de décision en offrant une meilleure représentation des enjeux aux décideurs, ils facilitent également la communication avec le public et tous les autres acteurs ne siégeant pas à la Commission Locale de l'Eau. La carte est un support beaucoup plus explicite qu'un long discours et peut permettre à chacun (si cette carte est correctement et honnêtement constituée et commentée) de mieux comprendre le fonctionnement des ressources en eau locales et des milieux naturels aquatiques.

14.1 Tendances et scénarios

Il s'agit, durant cette phase d'un SAGE, de prendre en compte la dimension du futur, d'anticiper les évolutions des besoins et des pressions sur le milieu.

Elle se décompose en :

- une **analyse des tendances**,
- l'élaboration de **scénarios** à partir des tendances observées et des projets recensés [Ministère de l'Environnement, 1992]. Ces scénarios établis en l'absence de toute concertation, selon les intérêts sectoriels des usagers, doivent révéler à la Commission Locale de l'Eau, les enjeux et les risques qui pèsent sur la ressource et les usages.

Nous nous bornerons à présenter simplement un exemple d'utilisation possible des SIG : la représentation des tendances démographiques.

Prise en compte de l'évolution démographique

L'évolution démographique est importante dans le domaine de la gestion des ressources car elle détermine les besoins futurs. La localisation des zones à croissance démographique à l'échelle d'un bassin versant permet de connaître l'évolution des ponctions sur la ressource pour l'alimentation en eau ainsi que les contraintes de pollution représentées par les rejets d'eaux usées. Inversement, les zones de déprise signalent les secteurs où captages et rejets seront moins importants mais aussi les secteurs où la préservation de la qualité de l'environnement sera plus difficile car les ressources financières des collectivités y seront plus faibles.

Ainsi, la carte de croissance démographique entre 1982 et 1990 (à partir des données INSEE) indique :

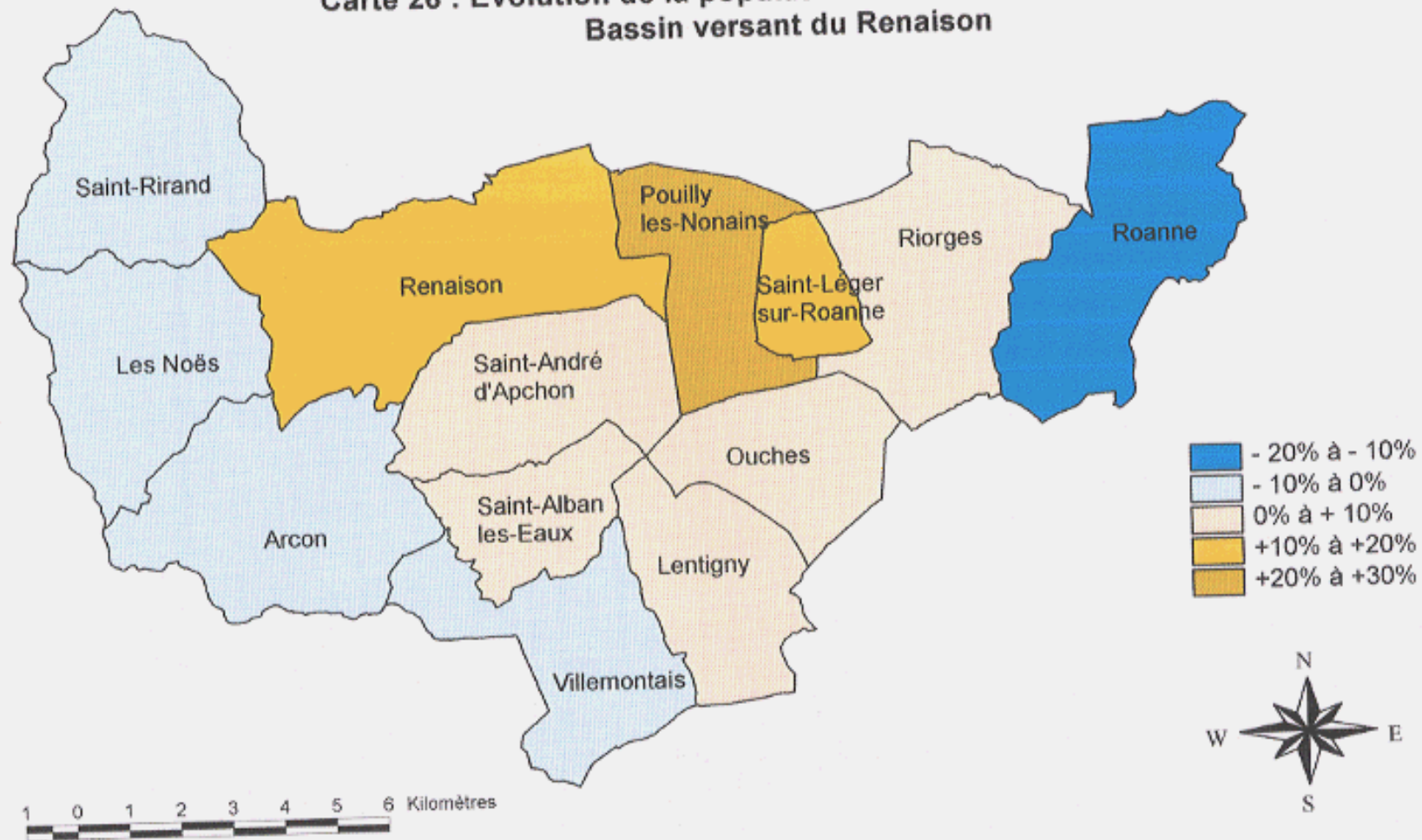
- une baisse de la population sur les communes de montagne touchées par la déprise agricole,
- une baisse de la population de la Ville de Roanne,
- un accroissement de la population dans l'ouest de la plaine roannaise et sur les coteaux avec une accroissement supérieur à 5 % pour les communes situées sur l'axe Riorges - Renaison.

Cette carte, construite simplement à l'aide d'un opérateur arithmétique sur les données de l'INSEE, révèle bien la dynamique régionale de la population : forte déprise en montagne, baisse de la population dans le centre urbain roannais et croissance des communes à la périphérie de la ville.

Les pressions sur la ressource en terme de rejets d'eaux usées risquent donc d'augmenter en plaine. Parallèlement, la demande sur les barrages alimentant la majeure partie de la plaine en eau potable va s'accroître. La demande ne se manifeste pas seulement en terme de prélèvement, elle correspond également un besoin d'amélioration du cadre de vie. Ce besoin « d'espace vert » a motivé ces dernières années les communes de plaine à réhabiliter des abords des cours d'eau.

Cette dernière tendance va dans le sens d'une amélioration de la qualité des eaux. Mais elle doit s'appuyer sur une gestion et un aménagement en montagne que les communes à faibles revenus ont du mal à financer d'autant que leurs moyens diminuent au fur et à mesure de la baisse de leur population. L'approche de gestion intégrée est intéressante à ce niveau financier car elle permet d'associer des communes aux revenus disparates pour résoudre un problème global à l'échelle d'un bassin versant. La gestion intégrée (notamment lorsqu'elle se traduit par un SAGE) permet de partager des ressources financières sur une autre base que la simple surface respective. Elle peut, en outre, motiver l'aide d'institutions départementales ou nationales comme c'est le cas sur le Renaison où le Conseil Général de la Loire participe activement aux efforts de réhabilitation et de protection.

Carte 26 : Evolution de la population communale de 1982 à 1990
Bassin versant du Renaison



Carte 26 : Evolution de la population de 1982 à 1990

14.2 Choix d'une stratégie

Le but de cette phase est d'élaborer un scénario consensuel à partir des scénarios définis lors de l'étape précédente. Comme nous l'avons dit précédemment, aucun scénario n'a été exprimé par les utilisateurs sur le bassin du Renaison, nous n'avons donc pas pu simuler cette phase.

La première étape pour la Commission Locale de l'Eau est de déterminer les objectifs généraux du SAGE en terme de réhabilitation/protection des milieux et de satisfaction des usages.

A un second stade, il s'agit d'évaluer chaque scénario ou même d'étudier de nouveaux scénarios surgissant au cours de ce travail, en dressant pour chacun un bilan des apports et des impacts (conséquences négatives) au regard de ces objectifs généraux et ceci selon différents points de vue : économiques, techniques et écologiques.

Enfin, un scénario consensuel doit être défini par la Commission Locale de l'Eau, à partir de ce scénario est alors élaborée la stratégie.

Les cartes de risques de pollution, des fonctions épuratoires des milieux, etc. ont fait apparaître des secteurs d'action prioritaires. En fonction des tendances analysées, il faut agir sur les secteurs les plus sensibles ou qui contrôlent des usages jugés prioritaires.

Par exemple, à partir de la carte de risques de pollution et connaissant les prélèvements, il s'agit de déterminer les risques de pollution les plus importants à l'amont d'un captage donné : ce seront des actions prioritaires dans la stratégie. La connaissance des rejets polluants en amont d'un tronçon de cours d'eau en voie de réhabilitation pour la pêche, par exemple, est utile pour évaluer les actions nécessaires à cette restauration.

Un autre intérêt des SIG serait de retrouver tous les usages prélevant un débit en période d'étiage et susceptibles de nuire au débit minimum biologique dans le cours d'eau. Ainsi, les rejets d'une station d'épuration dans une rivière seront moins néfastes à la qualité de l'eau si un certain débit est maintenu en réglementant les prélèvements en amont (irrigation, captages d'eau potable...).

14.3 « Produits » du SAGE

Les principales sorties du SAGE sont :

- des orientations de gestion,
- des orientations d'aménagement,
- un dispositif de suivi avec un tableau de bord,
- un dispositif d'accompagnement et de diffusion pour assurer l'information et la sensibilisation.

Dispositif de Suivi

Il s'agit d'évaluer après la mise en place du SAGE, les évolutions du milieu et des usages au regard des objectifs définis dans la stratégie. Les écarts entre les actions et aménagements planifiés doivent permettre des réajustements pour atteindre les objectifs, ils peuvent aussi révéler une mauvaise perception des phénomènes et une réorientation de la stratégie.

En l'absence de Système d'Information, le suivi devient une tâche difficile et subjective, les évolutions n'étant perçues que par la mémoire humaine. Les études réalisées initialement deviennent rapidement caduques et disparaissent le plus souvent dans les archives au bout de quelques années. Un Système d'Information offre un moyen de **maintenir le niveau de connaissances** en l'entretenant par l'arrivée de données nouvelles sans dégrader les informations antérieures.

Mais la possibilité de mesurer l'écart entre les objectifs du SAGE et la réalité dépend de la gestion de la Base de Données Géographiques qui est la source d'information du système de gestion de l'unité hydrologique concernée. Si les données sur les modifications du milieu, sur les aménagements ou sur les actions entreprises ici ou là ne parviennent pas à cette Base, il sera impossible de les intégrer dans la politique de gestion globale.

Cela requiert la mise en place d'un protocole de collecte des données entre les différents acteurs du système, mais aussi, en aval, une politique de mise à jour de la Base de Données Géographiques se rapportant à la phase « Etat des Lieux ».

Il est important que dans cette Base apparaissent les dates de réalisation d'aménagements ou d'observations de modifications du milieu afin de pouvoir **comparer dans le temps et l'espace les évolutions**. Il est nécessaire aussi dans cette procédure de mise à jour que l'information périmée ne soit pas forcément effacée. En effet, le passé peut expliquer une dynamique présente ou future et les activités ou aménagements passés ne doivent pas être oubliés pour la gestion de l'hydrosystème. Cet archivage poserait des problèmes de duplication et de volume des fichiers de données si les mises à jour étaient fréquentes, mais dans le cadre des SAGE, ces mises à jour sont au plus annuelles.

Ce tableau de bord doit absolument entraîner une mise à jour des informations traitées à partir des données de base. Par exemple, une carte des risques de pollution est modifiée par la création d'une nouvelle route ou d'un établissement classé à risque de pollution accidentelle. Ce qui nécessite de formuler clairement les modèles de traitement afin que les utilisateurs futurs puissent mettre à jour les résultats.

CONCLUSION

La gestion intégrée et durable des ressources en eau requiert une bonne connaissance des systèmes naturels et des interactions entre ces systèmes complexes et les utilisations de l'eau. Cette gestion passe par l'usage « intelligent » d'outils d'aide à la décision afin de représenter la variabilité spatio-temporelle des données : Systèmes d'Information Géographiques et Modèles Hydrologiques.

L'intégration de la variabilité spatiale des données améliore la connaissance des processus hydrologiques et des enjeux de la gestion des ressources en eau. Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) constituent l'outil indispensable pour prendre en compte cette variabilité. Outre leur fonction de base de données, les SIG offrent un moyen d'analyser les relations spatiales entre les différents éléments d'une ressource en eau, cette analyse est réalisée aussi bien sur des données quantitatives que qualitatives.

Une gestion et un aménagement intégré d'un bassin versant ou d'une nappe souterraine ne peuvent plus être envisagés sans un SIG qui permet à la fois une représentation des phénomènes spatiaux mais aussi une structure de mise à jour pour garantir une pérennité aux données.

Cependant, la manipulation de données géographiques pose des problèmes spécifiques d'erreur et de transfert d'erreur qu'il est nécessaire de prendre en compte pour évaluer la fiabilité des résultats d'un traitement. Pour palier à cette lacune, ces systèmes devront évoluer pour intégrer par exemple des procédures de calcul automatique de l'erreur et l'associer aux résultats sous forme explicite dans la base de données afin que l'utilisateur soit clairement averti de l'incertitude liée aux données qu'il manipule. Le changement d'échelle fréquent avec un SIG lors du croisement de couches cartographiques (les données géographiques étant rarement à une même résolution) doit être précédé ou accompagné d'une évaluation de la perte d'information survenant lors de ce traitement. La méthode basée sur l'indice d'entropie de Shannon apparaît adéquate pour quantifier cette perte pour certains paramètres.

Dans une optique de gestion intégrée des ressources en eau, les modèles hydrologiques constituent des outils adaptés à la prévision des débits sur des cours d'eau jaugés et à l'estimation des débits sur des cours d'eau non-jaugés par régionalisation des paramètres à partir de bassins de calage. Le modèle hydrologique global GR3 offre de bons résultats en terme d'extrapolation de paramètres à des bassins non-jaugés. Le modèle semi-distribué TOPMODEL, en tenant compte de la variabilité spatiale de la topographie présente, dans certains cas, une meilleure validation sur une période autre que celle du calage. L'indice de Krikby (utilisé par TOPMODEL) permet par ailleurs de cartographier la tendance des sols à la saturation et ainsi les surfaces de contribution des cours d'eau qui constituent une information pertinente pour la gestion et l'aménagement de la ressource.

En matière d'aide à la décision pour la gestion intégrée des ressources en eau, le couplage SIG - modèles hydrologiques constitue un outil particulièrement bien adapté. Les SIG enrichissent les modèles hydrologiques par "paramétrage" des données spatiales introduites dans les modèles et par visualisation des résultats de la simulation lorsque les modèles fournissent des résultats distribués. Le SIG est utile également pour explorer les différences des caractéristiques spatiales contrôlant l'écoulement et ainsi pour appuyer l'extrapolation des paramètres à des bassins non jaugés sur une similarité physique aussi bien pour un modèle global que pour un modèle distribué.

En plus de leur rôle de sources d'entrées et d'affichage pour des modèles hydrologiques, les SIG permettent de calculer le temps de transfert considéré comme une caractéristique du milieu. Mais, pour l'instant, la modélisation hydrologique au sein d'un SIG supporte mal les processus dynamiques exigeant un grand nombre d'itérations. Le développement futur de la modélisation par SIG dépendra fortement des améliorations de ces systèmes dans le domaine de la simulation temporelle, la seule solution actuelle étant de les coupler à des modèles de simulation existants.

L'intérêt de la modélisation spatiale d'un SAGE à l'aide d'un SIG et d'une coopération entre un SIG et un modèle hydrologique ont été testés pour différentes applications qui contribuent à une meilleure intégration des milieux et des usages de l'eau dans la connaissance des enjeux et dans le processus de décision. Toutes les applications n'ont cependant pas pu être validées par manque de données de terrain :

- estimation des débits des cours d'eau sur des secteurs non-jaugés,
- vulnérabilité des ressources en eau superficielle à une pollution,
- risques de pollution des ressources en eau à des pollutions accidentelles,
- effet protecteur de la végétation naturelle contre les nitrates issus de versants,
- implantation d'une station d'épuration...

La poursuite de ce thème de recherche consisterait à étudier l'impact de ces outils dans les processus de prise de décision impliquant des responsables d'un SAGE. La coopération SIG - modèles hydrologiques modifierait très certainement le comportement des différents acteurs et pourrait constituer un support concret de négociation destiné à améliorer la gestion des ressources en eau. Mais, à ce niveau, les outils qui ont été proposés ne peuvent pas représenter la nature complexe des interactions entre les décideurs, les acteurs et le milieu. Il serait par ailleurs nécessaire de prendre en compte (modéliser le cas échéant) des paramètres d'ordre socio-économique en plus des paramètres techniques traités par l'analyse spatiale.

Le théorie des systèmes conçue par von Bertalanfy et enrichie par Le Moigne est porteuse de concepts qui permettent de dépasser la simple démarche analytique en cherchant plus à représenter les interactions du système étudié plutôt que de le décomposer et l'analyser indépendamment le fonctionnement de chaque élément qui le compose [von Bertalanfy, 1976 ; Le Moigne, 1977 et 1990]. Cette théorie a fait ses preuves dans de nombreuses sciences : sciences de l'information, écologie, sciences économiques...

L'application de la théorie des Systèmes dans le domaine de la gestion des ressources en eau mériterait d'être approfondie d'un point de vue de recherche comme d'un point de vue pratique. En effet, les caractéristiques d'une ressource en eau correspondent à celles des problèmes que cette méthode s'attache à résoudre [Le Moigne, 1990] :

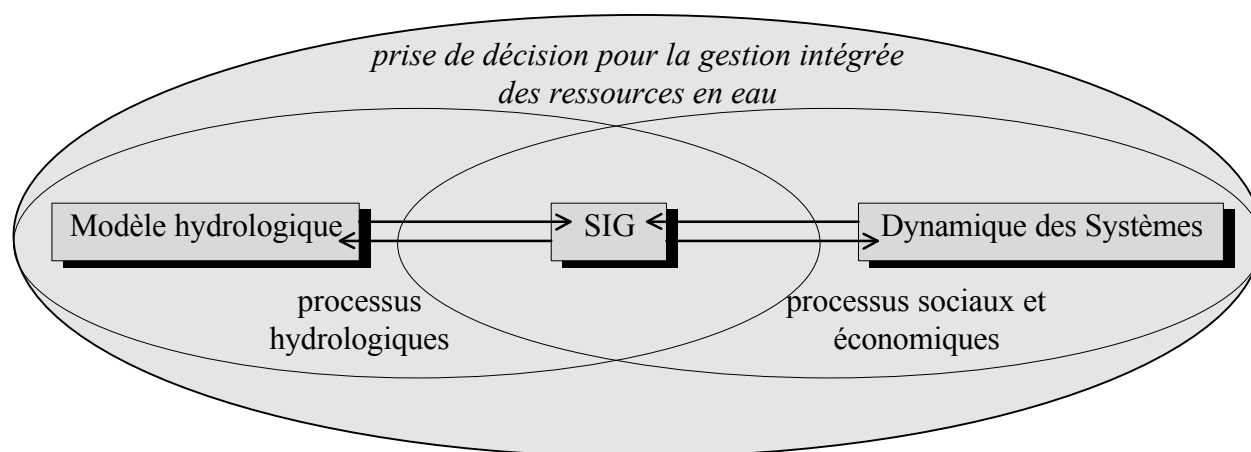
- elle possède un ou des projets identifiables, comme par exemple : l'amélioration du débit d'étiage, de la qualité piscicole, du taux de raccordement des habitations aux réseau d'assainissement, etc.
- elle évolue dans un environnement changeant qui nécessite de redéfinir ses objectifs au fur et à mesure de cette évolution,
- elle présente une structure en sous-systèmes emboîtés, comme par exemple : eau de la zone non-saturée - eau souterraine, système de prélèvement, système de rejet, etc.
- elle est complexe, la complexité étant définie par Le Moigne comme un ensemble de connexions enchevêtrées.

Le processus d'acquisition de connaissances sur une ressource en eau pourrait se décomposer en deux phases selon l'approche systémique [Le Moigne, 1990] :

- prise en compte du caractère systémique, complexe et dynamique du phénomène s'appuyant sur la théorie du Système Général,
- formalisation de l'interprétation des phénomènes perçus avec une technique adaptée à l'approche systémique pour constituer un outil d'aide à la connaissance et à l'action par la simulation.

La Dynamique des Systèmes, correspondrait tout à fait aux besoins de cette seconde phase. Cette méthode de simulation, inventée par Forrester, est fondée sur l'emploi de variables de flux et de variables de niveau [Forrester, 1961 et 1975]. Elle s'intéresse à définir un objet complexe comme un ensemble d'interactions entre variables et à déterminer les forces qui créent ou s'opposent au changement à l'intérieur d'un système ouvert sur son environnement [Aracil, 1984].

Cette méthode pourrait se révéler particulièrement bien adaptée à la représentation de nombreux phénomènes survenant sur un bassin hydrologique, dans différents domaines : processus hydrologiques, dynamiques écologiques, interactions entre les usages et le milieu... Car tous ces phénomènes sont caractérisés par de fréquentes boucles de rétroaction et par des retards engendrant un comportement complexe, non linéaire. La Dynamique des Systèmes améliorerait la compréhension de la structure des systèmes physiques, économiques et sociaux étudiés, aspects ne pouvant pas être pris en compte uniquement par les SIG. Elle permettrait de simuler l'évolution temporelle de variables selon certains scénarios en coopérant avec les autres outils comme le suggère la figure ci-dessous.



BIBLIOGRAPHIE

ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E. et RASMUSSEN J., 1986a : An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, « SHE », 1. History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, vol. 87, p. 45-59.

ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E. et RASMUSSEN J., 1986b : An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, « SHE », 2. Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, vol. 87, p. 61-77.

Agence de Bassin Loire-Bretagne, 1993 : Caractéristiques hydrologiques, bassin Loire-Bretagne, 347 p.

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Ministère de l'Environnement, Conseil Supérieur de la Pêche et SIEE, 1995 : SAGE, Guide Cartographique. 3 vol.

ALLER L., BENNETT T., LEHR J.H. et PETTY R.J., 1985 : *DRASTIC: a Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. National Water Well Association, Worthington, Ohio.

AMOROCHO J. et ESPILDORA B., 1973 : Entropy in the assessment of uncertainty in hydrologic systems and models. *Water Resour. Res.*, vol. 9, n°6, p. 1511-1522.

ARACIL J., 1984 : *Introduction à la Dynamique des Systèmes*. Presses Universitaires de Lyon, 414 p.

Atlas Général, 1978, Larousse.

BAKER W. et CAI Y., 1992 : The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, vol. 7, p. 291-302.

BAND L.E., PATTERSON P., NEMANI R. et RUNNING S.W., 1993 : Forest ecosystem processes at the watershed scale : incorporating hillslope hydrology. *Agric. Forest Meteorol.*, 63 : 93-126.

BARROCU G. and BIALLO G., 1993 : Application of GIS for aquifer vulnerability evaluation. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 571-580.

BERRY J.K., 1993 : Cartographic Modelling: the Analytical Capabilities of GIS. In *Environmental Modeling with GIS*, Goodchild, Parks et Steyaert (Ed.), Oxford University Press, p. 58-74.

BERTIN J., 1967 : *Sémiologie graphique*. Gauthier-Villars et Mouton (Ed.), Paris, 431 p.

BEVEN K.J., 1984 : Infiltration into a class of vertically non-uniform soils, *Hydrolog. Sci. J.*, vol. 29, p. 425-434.

BEVEN K.J., 1986 : Hillslope Runoff Processes and Flood Frequency Characteristics. *Hillslope Processes* (Ed. A.D. Abrahams), Allen and Unwin, Winchester, Mass., USA, p. 187-202.

BEVEN K.J. 1989 : Changing ideas in hydrology - The case of physically-based models. *J. Hydrol.*, vol. 105, p. 157-172.

BEVEN K.J., 1993 : Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources*, vol. 16, p. 41-51.

BEVEN K.J. et KIRKBY M.J., 1979 : A Physically-based Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.*, vol. 24, n°1, p. 43-69.

BEVEN K.J. et WOOD E.F., 1983 : Catchment Geomorphology and the Dynamics of Runoff Contributing Areas. *J. Hydrol.*, vol. 65, n°1, p. 139-158.

- BEVEN K.J. et BINLEY A.B., 1992 : The future of distributed models : model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Processes*, vol. 6, p. 279-298.
- BEVEN K., LAMB R., QUINN P., ROMANOWICZ R. et FREER J., 1995 : TOPMODEL. *Computer Models of Watershed Hydrology*, V. P. Singh (Ed.), Water Resource Publications, p. 627-668.
- BIEMI J., JOURDA J.P., DESLANDES S. et GWYN H., 1995 : Positionnement, productivité et gestion des forages en milieu fissuré de Côte d'Ivoire par télédétection et Système d'Information Géographique. *Télédétection et Gestion des Ressources en Eau*, atelier FAO - ORSTOM - CEMAGREF - ENGREF, Montpellier, France.
- BINLEY A.M. et BEVEN K.J., 1991 : Physically-based modelling of catchment hydrology: a likelihood approach to reducing predictive uncertainty. In *Computer Modelling in the Environmental Sciences*, D.G. Farmer and M.J. Rycroft (Eds.), Institute of Mathematics and its Applications, Conference Series, Clarendon Press, p. 75-88.
- BLAKEMORE M., 1984 : Generalization and error in spatial databases. *Cartographica*, vol. 21, p. 131-139.
- BONNEFOND M., 1994 : *L'agriculture et l'environnement dans un parc naturel*. Rapport de BTS, Chambre d'Agriculture de la Loire, Saint-Etienne, France.
- BOUVIER C. et DELCLAUX F., 1996 : ATHYS : a hydrological environment for spatial modelling and coupling with GIS. *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1996. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 235, p. 19-27.
- BRAKENSIEK D.L. et RAWLS W.J., 1988 : *Effects of Agricultural and Rangeland Management Systems on Infiltration. Modeling Agricultural, Forest and Rangeland Hydrology*. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Mich., USA, 247 p.
- BRISSON J.-P., 1996 : *Hydromorphologie du haut-bassin du Renaison*. Mémoire de Maîtrise de Géographie, Université Lyon 2, 196 p.
- BRUNEAU P, GASCUEL-ODOUX C., ROBIN P., MEROT P. et BEVEN K., 1995 : Sensitivity to space and time resolution of a hydrological model using digital elevation data. *Hydrol. Process.*, Vol. 9, p. 69-81.
- Bureau de Recherche Géologique et Minière, 1978 : *Carte Géologique de France au 1/50 000^{ème}, feuille Le Mayet-de-Montagne*. BRGM (Ed.), Orléans, France.
- Bureau de Recherche Géologique et Minière, 1986 : *Possibilités d'exploitation énergétique de l'eau souterraine, agglomération roannaise*. Rapport n° 86 SGN 116 RHA, BRGM, Orléans, France.
- Bureau de Recherche Géologique et Minière, 1989 : *Carte Géologique de France au 1/50 000^{ème}, feuille de Roanne*. BRGM (Ed.), Orléans, France.
- BURROUGH P.A., 1986 : *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford University, Monographs on soil and resources survey, n°12. Oxford, UK, Charendon Press, 194 p.
- BURROUGH P.A., VAN DEURSEN W., et HEUVELINK G., 1988 : Linking spatial process models and GIS : a marriage of convenience or a blossoming partnership ? Proceedings, *GIS/LIS'88*, Falls Church, VA:ASPRS/ACSM, vol. 2, p. 598-607.
- BURT T.P. et BUTCHER D.P., 1986 : Development of topographic indices for use in semidistributed hillslope runoff models. In *Geomorphology and Land Management*, D. Baltenau and O. Slaymaker (Eds.), Zeits. Geomorph. Suppl. Band, vol. 58, p. 1-19.
- CALDER I.R., 1992 : Hydrologic Effects of Land-Use Change. *Handbook of Hydrology*, D. R. Maidment, ed., Mc Graw-Hill, Inc., p. 13.1-13.46.

- CALDER I.M. et NEWSON M.D., 1980 : The effects of afforestation on water resources in Scotland. *Land Assessment in Scotland*, *Proced. of the Royal Scottish Geographical Society*, M.F. Thomas and J.T. Coppock (Eds.), Edinburgh, may 1979, Aberdeen Univ. Press, Aberdeen, Scotland, p. 51-62.
- CAPPUS P., 1960 : Etude des lois de l'écoulement. Application au calcul et à la prévision des débits. Bassin expérimental d'Alrance. *Houille Blanche*, vol. 60, p. 493-520.
- CHAIRAT S. et DELLEUR J.W., 1993a : Integrating a physically based hydrological model with GRASS. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 143-150.
- CHAIRAT S. et DELLEUR J.W., 1993b : Effects of the topographic index distribution on predicted runoff using GRASS. *Water Resour. Bull.*, AWRA, vol. 29, n°6, p. 1029-1034.
- CHEVALLIER P., 1988 : *Complexité hydrologique du petit bassin versant. Exemple en savane humide. Booro Borotou (Côte d'Ivoire)*. Thèse, Univ. des Sc. et Technol. du Languedoc, ORSTOM (Ed.), Paris, France, Coll. Etudes et Thèses, 332 p.
- CHEVALLIER P. et PLANCHON O., 1993 : Hydrological processes in a small humid savanna basin (Ivory Cost). *J. Hydrol.*, vol. 151, p. 173-191.
- CLAPP R.B., TIMMINS S.P. et HUSTON M.A., 1992 : Visualising the surface hydrodynamics of a forested watershed. In *Proceedings IX International Conference on Computational Methods in Water Resources*, Denver, Colorado, USA, June 1992.
- COLLET C., 1992 : *Systèmes d'information géographique en mode image*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse, 186 p.
- COSTE C. et LOUDET M., 1987 : *L'assainissement en milieu urbain ou rural*. Ed. du Moniteur, 272 p.
- DAUPHINE A., 1987 : *Les modèles de simulation en géographie*. Ed. Economica, 187 p.
- DE BLOMAC F., GAL R., HUBERT M., RICHARD D. et TOURRET C., 1994 : *ARC/INFO, concepts et applications en géomatique*. Hermes, Traité des Nouvelles Technologies, 248 p.
- DELCLAUX F. et BOYER G., 1993 : Exemple d'utilisation d'un SIG pour la gestion des données d'un modèle hydrologique à mailles carrées. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 475-484.
- DE MARSILY G., 1981 : *Hydrogéologie quantitative*. Masson, Paris, France.
- DENSHAM P.J., 1991 : Spatial decision support systems. In *Geographical Information Systems*, D. Maguire, M. Goodchild et D. Rhind (Ed.), New-York, Longman Scientific & Technical, vol. 1, p. 403-412.
- DE PARCEVEAUX S., PAYEN D., BROCHET P., SAMIE C., HALLAIRE M. et MERIAUX S., 1990 : *Dictionnaire encyclopédique d'agrométéorologie*. Ed. CILF, INRA, Météo-France, 324 p.
- DEZETTER A., 1991 : *Modélisation globale de la relation pluie débit. Application en zone de savanes soudanaises (Nord-Ouest de la Côte-d'Ivoire)*. Thèse Université de Montpellier II, 265 p.
- DJOKIC D. et MAIDMENT D.R., 1991 : Terrain analysis for urban stormwater modeling. *Hydrol. Process.*, vol. 5, n°1, p. 115-124.
- DOORENBOS J. et PRUITT W.O., 1992 : *Crop Water Requirements*. Irrigation and Drainage Paper, vol. 24, Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, Italy, 144 p.

- DREVET J.C., 1994 : *Etude préalable à l'opération coordonnée de restauration du Renaison*. Conférence Intercommunale pour la Mise en Valeur du Renaison, Saint-Etienne, France.
- DRURY S.A., 1992 : *Image Interpretation in Geology*. Chapman and Hall, Londres, 283 p.
- DURAND P., ROBSON A. et NEAL C., 1992 : Modelling the hydrology of submediterranean montane catchments (Mont Lozère, France), using TOPMODEL: initial results. *J. Hydrol.*, vol. 139, p. 1-14.
- EDIJATNO et MICHEL C., 1989 : Un modèle pluie - débit journalier à trois paramètres. *La Houille Blanche*, n°2, p. 113-121.
- EL KHADI A., 1989 : Watershed models and their applicability to conjunctive use management. *Water Resour. Bull.*, AWRA, vol. 25, n°1, p. 125-137.
- EHRARD-CASSEGRAIN A. et MARGAT G., 1983 : *Introduction à l'économie générale de l'eau*. Masson, Paris, France, 362p.
- Environmental Systems Research Institute, 1992 : *Understanding GIS, the ARC/INFO method*. Redlands, California, USA.
- Environmental Systems Research Institute, 1991 : *Cell based Modelling with Grid - the ARC/INFO Method*. ARC/INFO User's Guide. Redlands, California, USA.
- FALCIDIENO B., PIENOVI C. et SPAGNULO M., 1992 : Descriptive Modeling and Prescriptive Modeling in Spatial Data Handling. *GIS, From Space to Territory : Theories and Methods of Spatio-Temporal Reasoning*, Int. Conf., Pisa, Italy, p. 122-135.
- FARAJALLA N.S et VIEUX B.E., 1995 : Capturing the essential spatial variability in distributed hydrological modelling : infiltration parameters. *Hydrol. Process.*, vol. 9, p. 55-68.
- FAURY T., 1984 : *Etude géomorphologique des Monts de la Madeleine et d'une partie de la Plaine de Roanne*. Mémoire de Maîtrise, Université Paris VII.
- FRYSINGER S., THOMAS R. et PARSONS A., 1993 : Hydrological modelling and GIS : the Sandia Environmental Decision Support System. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 45-50.
- FURST J., GIRSTMAIR G. et NACHTNEBEL H.P., 1993 : Application of GIS in Decision Support Systems for groundwater management. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 13-21.
- FORRESTER J., 1961 : *Industrial Dynamics*. MIT Press, Mass., USA, 464 p.
- FORRESTER J., 1975 : *Collected Papers*. Wright-Allen Press, USA 284 p.
- GARRETT M.K., 1991 : Nitrogen Losses from Grassland Systems under Temperate Climatic Conditions. *Chemistry, Agriculture and the Environment*, Ed. Mervyn L. Richardson, Royal Society of Chemistry, Cambridge, p. 121-132.
- GASH J.H.C., WRIGHT I.R. et LOYD C.R., 1980 : Comparative Estimates of Interception Loss from Three Coniferous Forests in Great Britain. *J. Hydrol.*, vol. 48, p. 89-105.
- GAUJOUS D., 1993 : *La pollution des milieux aquatiques - Aide-mémoire*. Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 212 p.
- GEOFFRION A.M., 1983 : Can OR/MS evolve fast enough ? *Interfaces*, vol. 13, p. 10-25.

- GILLILAND M. et BAXTER-POTTER W., 1987 : A Geographic Information System to predict non-point source pollution potential. *Water Resour. Bull.*, vol. 23, n° 2, p. 281-291.
- GIRARD G., 1992 : *Manuel d'utilisation et d'exploitation du modèle MODLAC*. ORSTOM, rapport interne.
- GIRAUD A., 1983 : Réflexions méthodologiques sur la mise en place d'un Système d'Informations Géographiques sur l'environnement (le haut vallon de Molières, Parc national du Mercantour). Thèse, Université de Nice, 118 p.
- GOODCHILD M.F., 1978 : Statistical aspects of the polygon overlay problem. In *Harvard papers on Geographic Information Systems*, G. Dutton (Ed.), vol. 6, Addison-Wesley, Reading, Massassuchets, USA.
- GOODCHILD M.F., 1980 : Fractals and the accuracy of geographical measures. *Math. Geol.*, vol. 12, p. 85-98.
- GOODCHILD M.F., 1993a : The State of GIS for environmental Problem-Solving. In *Environmental Modelling with GIS*, Oxford University Press, p. 8-15.
- GOODCHILD M.F., 1993b : Data Models and Data Quality : Problems and Prospects. In *Environmental Modelling with GIS*, Oxford University Press, p. 94-103.
- GRAILLOT D., 1986 : *Faisabilité d'un système d'ingénierie pour la réalisation de projets d'aménagement en eau à partir du modèle de simulation : MISE (Modèle Intégré de Gestion de l'Eau)*. Thèse d'Etat, Université de Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France, 2 vol., 507 p.
- GRAYSON R.B., BLOSCHL G., BARLING R.D. et MOORE I.E., 1993 : Process, scale and constraints to hydrological modelling in GIS. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 83-92.
- GRESILLON J.M., 1991 : Pour un modèle d'infiltration adapté à l'échelle d'un bassin. *Soil Water in the Sudano-Sahelian Zone*, Proceedings of the Niamey Workshop, Feb. 1991, IAHS Publ., n°199.
- GRESILLON J.M., 1995 : Estimation des crues au Sahel, réflexion sur l'utilisation de la télédétection pour la prédétermination. *Télédétection et Gestion des Ressources en Eau*, atelier FAO - ORSTOM - CEMAGREF - ENGREF, Montpellier, France.
- GRINER A.J., 1993 : Development of a water supply protection model in a GIS. *Water Resour. Bull.*, vol. 29, n° 6, p. 965-971.
- GRIVOT D., 1993 : *Le bassin versant du Renaison - Etat des lieux, proposition pour une gestion optimisée de la ressource en eau*. Mémoire de stage DEUST "les métiers de l'eau", DARAT de la Loire.
- GROFFMAN P., GOLD A. et SIMMONS R., 1992 : Nitrate Dynamics in Riparian Forests : Microbial Studies. *J. Environ. Qual.*, vol. 21, p. 666-671.
- GUEYDON C., 1994 : *Les eaux des Monts de la Madeleine : leur histoire, leur actualité, leur enjeu*. Mémoire de Diplôme Universitaire de III^{ème} cycle, Université de Saint-Etienne.
- GUILLARD H. et MONGET J.M., 1983 : Utilisation de la télédétection dans l'évaluation du bilan hydrique en Méditerranée. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (Ed.), 5 p.
- HAYCOCK N.E. et PINAY G., 1993 : Groundwater nitrate dynamics in grass and popular vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, n° 22, p. 273-278.

HORNEBERGER G.M., BEVEN K.J., COSBY B.J. et SAPPINGTON D.E., 1985 : Shenandoah Watershed Study: Calibration of a Topography-Based, Variable Contributing Area Hydrological Model to a Small Forested Catchment. *Water Resour. Res.*, vol. 21, p. 1841-1850.

HUBERT P., 1994 : Géométrie fractale. In *Introduction aux Fractals et Multifractals*, cahier du GANG, P. Hubert et Toma C.A. (Ed.), URA-CNRS 1367, p. 1-22.

Institut Technique de l'Elevage Bovin, 1991 : *L'élevage bovin et l'environnement - Guide pratique*.

JEMMA F., 1993 : GIS application to water resources management in the land planning context: a methodological proposal. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 101-106.

JENSON S.K., 1991 : Applications of hydrologic information automatically extracted from digital elevation models. *Hydrol. Process.*, vol. 5, n°1, p. 31-44.

JENSON S.K. et DOMINGUE J.O., 1988 : Extracting topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 54, n° 11, p. 1593-1600.

JETON A. et LARUE-SMITH J., 1993 : Development of watershed models for two Sierra Nevada basins using a Geographic Information System. *Water Resour. Bull.*, vol. 29, n° 6, p. 923-932.

JORDAN J.P., 1992 : *Identification et modélisation des processus de génération des crues : application au bassin versant de la Haute-Mentue*. Thèse de doctorat xxx. Département du génie rural, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland.

KARR J.R. et SCHLOSSER I.J., 1978 : Water resources and the land-water interface. *Science*, vol. 201, n° 21, p. 229-234.

KIRKBY M.J., 1975 : Hydrograph Modelling Strategies. In *Process in Physical and Human Geography*, R. Peel, M. Chisholm et P. Hagget (ed.), Heinemann, p. 69-90.

KLEMES V., 1986 : Dilettantism in Hydrology: Transition or Destiny ? *Wat. Resour. Res.*, vol. 22, n°9, p. 177S-188S.

LA BERBERA P., LANZA L. et SICCARDI F., 1993 : Hydrologically Oriented GIS and Application to Rainfall-Runoff Distributed Modelling : case study of the Arno Basin. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 171-179.

LADSON A.R. et MOORE I.D., 1993 : Soil water prediction of the Konza Prairie by microwave remote sensing and topographic attributes. *J. Hydrol.*, vol. 138, n°3-4, p. 385-407.

LALLEMAND-BARRES A. et ROUX J.C., 1989 : *Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine*. BRGM (Ed.), n° 19, Orléans, France, 219 p.

LAMACHERE J.-M. et PUECH C., 1995 : Télédétection et cartographie des états de surface. *Télédétection et Gestion des Ressources en Eau*, atelier FAO - ORSTOM - CEMAGREF - ENGREF, Montpellier, France.

LANGEVIN C., PERNEL F. et POINTET T., 1991 : Aide à la décision en matière de prospection hydrogéologique, l'analyse multicritère au service de l'évaluation du potentiel aquifère en milieu fissuré (granite de Huelgoat, Finistère, France). BRGM, *Hydrogéologie*, n°1, p. 51-64.

LANTER D., 1992 : *Intelligent Assistants for Filling Critical Gaps in GIS: A Research Program*. Technical Report 92-4, National Center for Geographic Information and Analysis.

- LAURENT F., 1992 : *Méthodologie d'étude de la vulnérabilité d'une prise d'eau de surface - traitement par un SIG - application au bassin versant du Vizézy (Loire)*. Mémoire de DEA, Université de Saint-Etienne, 153 p.
- LAURENT F., GRAILLOT D. et DECHOMETTS R., 1995 : Rivers and Groundwater Vulnerability to Accidental Pollutions - Spatial Analysis of Vulnerability Areas. *TIEMEC 1995, Globalization of Emergency Management and Engineering* : National and International Issues Concerning Research and Applications, Nice, France, p. 451-459.
- LAURINI R. et MILLERET-RAFFORT F., 1993 : *Les bases de données en géomatique*. Hermes, 340 p.
- LEAVESLEY G.H., RESTREPO P., STANNARD L.G. et DIXON M., 1992 : The Modular Hydrologic Modeling System - MHMS. In *Managing Water Resources during Global Change*, American Water Resources Association, p. 263-264.
- LEDOUX E., 1992 : *Programme NEWSAM. Principe et notice d'emploi*. Rapport de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, LHM/R75/11.
- LEDOUX E., GIRARD G. et VILLENEUVE J.P., 1984 : Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La houille blanche*, n°1/2.
- LE MOIGNE J.L., 1977 : *La Théorie du Système Général, théorie de la modélisation*. PUF, Paris, France, 258 p.
- LE MOIGNE J.L., 1990 : *La modélisation des systèmes complexes*. Dunod, Paris, France, 178 p.
- LEPISTO A., 1994 : Areas contributing to generation of runoff and nitrate leaching as estimated by empirical isotope methods and TOPMODEL. *Aqua Fennica* vol. 24, n° 2, p. 103-120.
- MAC DOUGALL E.B., 1975 : The accuracy of map overlays. *Landscape Planning*, vol. 2, p. 23-30.
- MAIDMENT D., 1993 : GIS and Hydrologic Modeling. In *Environmental Modelling with GIS*, Oxford University Press, p. 147-167.
- MALAVOI J.R., 1989 : Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphologiques des cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, n° 315, p. 189-210.
- MANDELBROT B., 1975 : *Les objets fractals, forme, hasard et dimension*. Flammarion, Paris, 465 p.
- MANDELBROT B., 1982 : *The fractal geometry of nature*. W. H. Freeman, San Francisco, USA.
- MARK D.M., 1988 : Network Models in Geomorphology. In *Modelling in Geographical Systems*, J. Wiley (Ed.).
- MEROT P. et EZZAHAR B., 1991 : Utilisation de MNT pour cartographier l'hydromorphie des sols. 1991. INRA, *Gestion de l'espace rural et Systèmes d'Information Géographique*, p. 121-131.
- MEROT P., EZZAHAR B., WALTER C et AUROUSSEAU P., 1995 : Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. *Hydrological Processes*, Vol. 9, p. 27-34.
- MEROT P. et BRUNEAU P., 1993 : Sensitivity of bocage landscapes to surface runoff : application of the Kirkby index. *Hydrol. Process.*, vol. 7, p. 161-176.
- Météo France, Chambre d'Agriculture de l'Allier, Conseil Général de l'Allier, Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Allier, 1990 : *Atlas agroclimatique du Bourbonnais*. Ministère des Transports et de la Mer et Direction de la Météorologie Nationale (Ed.), 112 p.

- MILNE B.T., 1988 : Measuring the fractal geometry of landscapes. *Applied Mathematics and Computation*, Elsevier Sc. Publ., New York, vol. 27, p. 67-79.
- Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau, DIREN de Bassin), Agences de l'Eau, Conseil Supérieur de la Pêche, 1992 : *Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux - Guide Méthodologique*. 95 p.
- Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau), 1993 : Innover pour une gestion plus écologique des fleuves. *Rapport du groupe de travail sur l'innovation en matière d'aménagement et de gestion de l'espace fluvial*, Applications des Science de l'Action, 106 p.
- MONGET J.M. et WALD L., 1984 : Multi-satellite Data Combination. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (Ed.), 15 p.
- MONTEITH J.L., 1981 : Evaporation and Surface Temperature. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, vol. 107, p. 1-27.
- MOORE I.D., GRAYSON R.B. et LADSON A.R., 1991 : Digital Terrain Modelling : a review of hydrological, geomorphological and biological applications. *Hydrological Processes*, vol. 5, p. 3-30.
- MOORE I.D., GALLANT J.C., GUERRA L. et KALMA J.D., 1993 : Modelling the spatial variability of hydrological processes using GIS. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 161-169.
- MUNOZ S. et LANGEVIN C., 1991 : Adaptation d'une méthode cartographique assistée à l'élaboration des cartes de vulnérabilité au Guatemala. *Hydrogéologie*, BRGM, n° 1, p. 65-84.
- NAGESHWAR R.B., WESLEY P.J. et RAVIKUMAR S.D., 1992 : Hydrologic Parameter Estimation Using Geographical Information System. *J. of Water Resour. Planning and Management*, vol. 118, n° 5, p. 492-512.
- NASH J.E. et SUTTCIFFE J.V., 1970 : River flow forecasting through conceptual models, 1 - A discussion of principles. *J. Hydrol.*, vol. 10, p. 282-290.
- NEWCOMER J.A. et SZAJGIN J., 1984 : Accumulation of thematic map errors in digital overlay analysis. *The American Cartographer*, vol. 11, p. 58-62.
- NORRIS V., 1993 : The use of buffer zones to protect water quality : a review. *Water Resour. Manag.*, vol. 7, n° 4, p. 257-272.
- NYERGES T., 1993 : Understanding the Scope of GIS : its Relationship to Environmental Modeling. In *Environmental Modelling with GIS*, Oxford University Press, p. 75-93.
- O'CALLAGHAN J.F. et MARK D.M., 1984 : The Extraction of Drainage Network from Digital Elevation Data. *Comput. Vision Graph. and Image Proc.*, vol. 28, p. 323-344.
- O'NEIL R.V., KRUMMEL J.R., GARDNER R.H., SUGIHARA G., JACKSON B., DE ANGELIS D.L., MILNE B.T., TURNER M.G., ZYGMUNT B., CHRISTENSEN S.W., DALE V.H. et GRAHAM R.L., 1988 : Indices of landscape pattern. *Landsc. Ecol.*, vol. 1, p. 153-162.
- PENMAN, 1948 : Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass. *Proc. R. Soc. London*, vol. A193, p. 120-145.
- PERARNAUD V. et RAYNAL N., 1991 : *Agrométéorologie*. Cours et Manuels n°4, Météo-France, Ecole Nationale de la Météorologie, 183 p.
- PERKAL J., 1966 : On the length of empirical curves. Discussion paper n°10, Ann Arbor, *Michigan Inter-University Community of Mathematical Geographers*, vol. 11, n°1, p. 58-62.

- PEVERIERI G., FICO L., SUPPO M. et CREMA, 1991 : Utilization of a geographic information system for study, conservation and management of groundwater resources in the Ofanto River (Italy). *Hydrogéologie*, BRGM, n° 1, p. 11-24.
- PILGRIM D.H., CORDERY I., 1992 : Flood Runoff. *Handbook of Hydrology*, D. Maidment (Ed.), Mc Graw-Hill, Inc., p. 9.1-9.42.
- PUECH C. et CARETTE J., 1995 : De l'aérien au satellite : estimation des ressources en eau. *Télédétection et Gestion des Ressources en Eau*, atelier FAO - ORSTOM - CEMAGREF - ENGREF, Montpellier, France.
- QUINN P.F., 1991 : *The Role of Digital Terrain Analysis in Hydrological Modelling*. Thèse, Environmental Sciences Division, Lancaster University, Lancaster, Gande-Bretagne.
- QUINN P.F., BEVEN K., CHEVALLIER P. et PLANCHON O., 1991 : The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using Digital Terrain Models. *Hydrol. Processes*, vol. 5, p. 59-79.
- RAWLS W. et BRAKENSIEK D., 1983 : A Procedure to Predict Green Ampt Infiltration Parameters. *Adv. Infiltration*, American society of Agricultural Engineers, p. 102-112.
- RAWLS W. et BRAKENSIEK D., 1985 : Prediction of Soil Water Properties for Hydrologic Modeling. *Watershed Management in the Eighties*, ASCE, p. 293-299.
- RIETJENS J., GAILHARD J., GOSSE P., MALATRE K., ROYER T., SALIGNAT O., SABATON C. et TRAVADE F., 1994 : le logiciel AGIRE (Outil d'Aide à la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau). Colloque *Mieux gérer l'eau*, Hydrotop 94 (12-15 avril 1994), Marseille, France, p. 226-234.
- RIETJENS J., GAILHARD J., GOSSE P., MALATRE K., SABATON C. et TRAVADE F., 1994 : Integrated hydrological modelling with Geographic Information Systems for water resources management. In : *Integrated river basin development*, Proceedings of an international conference, Wallingford, GB, J. Wiley (Ed.), p. 77-84.
- RISSONS M., 1995 : *Incidence de la complexité du milieu physique et des lois de comportement sur la réponse hydrologique d'un bassin versant. Modèle de représentation et de dynamique. Application au bassin de la Peyne (Hérault, France)*. Thèse, Montpellier II, 364 p.
- ROBIN P., 1990 : *Bilan hydrique des sols : quantification de la variabilité spatiale et de l'incertitude, application à la modélisation hydrologique de la Guadeloupe, île de Basse-Terre*. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon et de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 142 p.
- ROMANOWICZ R., BEVEN K., FREER J. et MOORE R., 1993 : TOPMODEL as an application module within WIS. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 211-223.
- ROUET P., 1991 : *Les données dans les systèmes d'information géographique*. Hermes, Paris, 278 p.
- ROSENBROCK H.H., 1960 : An automatic method for finding the greatest or least value of a function. *Computer Journal*, n° 3.
- SAVANE I., GOZE B. et GWYN H.Q., 1995 : Evaluation des ressources en eau dans le socle par l'étude des fractures à l'aide de données Landsat dans le bassin d'Odienné. *Télédétection et Gestion des Ressources en Eau*, atelier FAO - ORSTOM - CEMAGREF - ENGREF, Montpellier, France.
- SAXTON K.E., RAWLS W.J., ROMBERGER J.S. et PAPENDICK R.I., 1986 : Estimating Generalized Soil-Water Characteristics from Texture. *Trans. Am. Soc. Agr. Engineers*, vol. 50, n° 4, p. 1031-1035.
- SEMPERE-TORRES D., 1990 : *Calcul de la lame ruisselée dans la modélisation pluie-débit : limitations des approches globales et introduction simplifiée de la topographie et de la variabilité spatiale des pluies*. Thèse de doctorat, Institut de Mécanique de Grenoble, France.

- SHANNON C.E. et WEAVER W., 1962 : *The mathematical theory of communication*. USA, Urbana, University of Illinois Press.
- SHUTTLEWORTH W. J., 1988 : Micrometeorology of temperate and tropical forest. *Phil. Trans. R. Soc. London*, vol. B324, p. 229-334.
- SHUTTLEWORTH W. J., 1992 : Evaporation. Handbook of Hydrology, D. R. Maidment, ed., Mc Graw-Hill, Inc., p. 4.1-4.53.
- SHUTTLEWORTH W. J. et CALDER I.R., 1979 : Has the Priestley-Taylor equation any relevance to forest evaporation ? *J. Appl. Meteorol.*, vol. 18, p. 634-638.
- SIMONNEAUX V., 1993 : Renseignement d'un parcellaire agricole par l'exploitation d'images satellitaires. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, France, 200 p.
- SKAGGS R.W. and KHALEEL, 1982 : *Infiltration*. Haan (Ed.), Hydrologic Modeling of Small Watersheds, Monograph 5, American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Mich., USA, 166 p.
- SRAE (Service Régional de l'Aménagement des Eaux Rhône-Alpes), 1991 : *S.D.A.U. de Roanne, Etude du Renaison*. Rapport établi pour le Syndicat Intercommunal d'Etudes et de Programmation de l'Agglomération Roannaise
- STUART N. et STOCKS C., 1992 : Hydrological modelling within GIS: an integrated approach. *HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conference, April 1993. IAHS (Publ.), Oxfordshire, Grande Bretagne, n° 211, p. 319-329.
- TAHA A. et GRESILLON J.M., 1994 : L'infiltration sur un bassin versant des Maurets. *Etudes de Géographie Physique*, n°23, p. 23-26.
- TARBOTON D.G., BRAS R.L. et RODRIGUEZ-IRTUBE I., 1991 : On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. *Hydrol. Process.*, Vol. 5 : 81-100.
- TOMLIN C.D., 1990 : *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*. Prentice Hall, 249 p.
- TOMLINSON R.F., 1980 : Geographical Data Handling. International Geographical Union Commission on Geographical Data Sensing and Processing, Ottawa, Canada.
- TROCH P.A., MANCINI M., PANICONI C. et WOOD E.F., 1993 : Evaluation of a distributed catchment scale water balance model. *Water Resour. Res.*, vol. 29, p. 427-434.
- TURNER M., O'NEIL R., GARDNER R. et MILNE B., 1989 : Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landsc. Ecol.*, SPB Academic Publishing bv, La Hague, Netherlands, vol. 3, n°3/4, p. 153-162.
- VEREGIN H., 1995 : Developing and testing of an error propagation model for GIS overlay operations. *Inter. J. of Geographical Information System*, Vol. 9, N° 6, p. 595-619.
- VERRY E.S. et BOETLER D.H., 1975 : The influence of bogs on the distribution of streamflow from small bog-upland catchments. Int. Symp. on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions, Joensuu, Finland, June 1975, UNESCO Press, Paris, IAHS, p. 469-478.
- VIEUX B.E., 1991 : Geographic Informations Systems and non-point source water quality and quantity modelling. *Hydrologic. Process.*, vol. 5, p. 101-113.
- VIEUX B.E., 1993 : DEM Agregation and Surface Smoothing Effects on Surface Runoff Modeling. *J. Computing in Civil Engineering*, vol. 7, n° 3, p. 310-338.

- VIEUX B.E. et FARAJALLA N.S., 1994 : Capturing the essential spatial variability in distributed hydrological modelling : hydraulic roughness. *Hydrologic. Process.*, vol. 8, p. 221-236.
- VON BERTALANFY L., 1976 : Théorie générale des systèmes. Dunod, Paris, 296 p.
- VOSS R.F., 1988 : Fractals in nature : from characterization to simulation. In Peitgen H.O. et Saupe D. (Ed.), Springer-Verlag, New-York, USA, p. 21-47.
- WARWICK J.J. and HANESS S.J., 1994 : Efficacy of ARC/INFO GIS application to hydrologic modeling. *J. Water Resour. Plan. and Manag.*, vol. 120, n° 3, p. 366-381.
- WASSON J.G., 1992 : *Les orientations fondamentales par bassin : propositions pour une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante*. CEMAGREF, Rapport de la convention DPN 91/158, oct. 1992, 31 p.
- WASSON J.G., BETHEMONT J., DEGORCE J.N., DUPUIS B. et JOLIVEAU T., 1993 : *Approche écosystémique du bassin de la Loire. Eléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I : Etat initial - Problématique*. Rapport d'étape, Cemagref Lyon, Université de Saint-Etienne, 102 p.
- WENDLING J., 1992 : *Modélisation pluie débit : comparaison d'approches conceptuelles / physico-déterministes, globales/semi-distribuées. Essai de prise en compte de la variabilité spatiale des pluies. Application au bassin versant du Réal Collobrier*. Thèse de doctorat de l'INPG, janvier 1992.
- WOOD E.F., SIVALIPAN M., BEVEN K.J. et BAND L., 1988 : Effects of Spatial Variability and Scale With Implications to Hydrologic Modelling. *J. Hydrol.*, vol. 102, n° 1-4, p. 29-47.
- WOOD E.F., SIVALIPAN M. et BEVEN K.J., 1990 : Similarity and scale in catchment storm response, *Rev. Geophys.*, vol. 28, p. 1-18.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Quantiles des débits observés journaliers de quatre affluents du Renaison

Ces données ont été calculées à partir des mesures de la Ville de Roanne.

MIN : minimum ;

MAX : maximum ;

ECT : écart-type ;

MOY : moyenne ;

coef. var. : coefficient de variation

en l/s	5%	10%	20%	50%	80%	90%	95%	MIN	MAX	MOY	ECT	Coef.Var
janvier	41	103	136	324	504	642	705	32	743	338	199	0,59
février	97	121	178	369	602	722	813	70	1466	412	258	0,62
mars	70	111	157	328	467	602	705	50	1210	339	191	0,56
avril	108	140	178	328	467	661	734	70	1002	350	191	0,54
mai	82	89	118	185	361	523	602	46	813	247	164	0,66
juin	50	60	70	122	362	504	663	29	893	207	189	0,91
juillet	16	19	27	60	137	206	327	10	844	98	116	1,18
août	4	6	12	26	74	129	206	1	557	53	74	1,40
septembre	1	4	10	25	83	250	334	1	582	72	111	1,54
octobre	6	10	18	54	179	238	300	1	734	96	105	1,09
novembre	19	29	49	149	329	395	485	2	1568	206	218	1,06
décembre	43	73	112	234	430	602	705	30	1210	289	212	0,73
année	12	19	40	152	378	504	644	1	1568	219	210	0,96

Tableau 28 : le Rouchain de 1967 à 1973 et de 1989 à 1993

en l/s	5%	10%	20%	50%	80%	90%	95%	MIN	MAX	MOY	ECT	Coef.Var.
janvier	40	59	104	186	348	492	640	35	1100	244	195	0,80
février	74	95	130	238	372	506	830	60	1425	292	225	0,77
mars	55	71	116	174	288	384	539	42	1100	216	155	0,72
avril	78	90	106	165	271	426	579	50	1350	220	173	0,78
mai	53	68	81	109	219	309	379	30	619	152	107	0,70
juin	33	38	55	89	240	332	396	19	619	141	122	0,87
juillet	19	20	33	60	124	168	238	8	567	85	76	0,89
août	12	15	18	33	81	109	132	6	288	51	44	0,86
septembre	8	13	15	33	95	166	229	5	491	64	75	1,17
octobre	19	24	24	55	132	186	210	15	395	83	70	0,84
novembre	24	44	61	108	211	261	332	12	700	142	117	0,82
décembre	44	55	95	162	305	455	632	34	1875	237	274	1,15
année	18	24	44	109	228	330	419	5	1875	157	166	1,06

Tableau 29 : les Crêches de 1967 à 1973 et de 1989 à 1993

en l/s	5%	10%	20%	50%	80%	90%	95%	MIN	MAX	MOY	ECT	Coef. Var.
janvier	49	62	103	210	385	590	777	37	1280	278	229	0,82
février	87	109	140	255	393	622	872	53	1424	313	244	0,78
mars	49	62	81	178	288	419	553	27	1100	218	173	0,79
avril	61	73	95	162	288	385	491	35	1279	213	172	0,81
mai	53	73	95	140	267	341	443	30	785	185	127	0,69
juin	13	16	23	68	165	374	491	5	1005	122	150	1,23
juillet	11	13	18	33	95	140	205	4	467	60	65	1,08
août	21	24	30	56	127	166	196	11	374	80	66	0,82
septembre	15	20	33	81	205	267	341	8	623	120	119	0,99
octobre	24	24	31	68	156	196	243	15	623	101	98	0,97
novembre	27	40	55	105	213	267	360	15	623	141	116	0,82
décembre	39	73	95	166	313	477	626	30	1874	242	264	1,09
année	20	28	44	116	248	352	491	4	1874	167	176	1,05

Tableau 30 : l'Avoine de 1967 à 1973 et de 1989 à 1993

en l/s	5%	10%	20%	50%	80%	90%	95%	MIN	MAX	MOY	ECT	Coef. Var.
janvier	20	47	61	98	174	228	288	16	663	127	92	0,72
février	38	41	69	195	301	449	663	0	1028	224	187	0,83
mars	41	45	59	106	189	252	388	26	872	137	113	0,82
avril	39	55	73	128	206	288	346	20	504	149	91	0,61
mai	33	42	54	90	184	240	321	23	512	121	89	0,74
juin	8	19	28	59	123	182	220	1	439	81	71	0,88
juillet	2	6	10	28	81	144	172	0	872	53	72	1,36
août	1	3	6	13	38	98	174	0	663	36	71	1,97
septembre	7	7	9	20	47	89	134	2	313	37	47	1,52
octobre	8	11	15	33	110	188	302	4	872	79	119	1,50
novembre	9	15	34	98	218	352	512	5	872	153	170	1,11
décembre	16	38	67	139	228	313	353	9	872	158	118	0,75
année	7	11	21	74	174	252	339	0	1028	112	124	1,11

Tableau 31 : la Tâche de 1971 à 1978 et de 1989 à 1993

ANNEXE 2 : Structure d'une Base de Données pour un SAGE

Légende :

type : i entiers

f floating points (réels)

c caractères

fiabilité : degré de fiabilité des données

1 fort

2 moyen

3 faible

durée de validité (en années) : « espérance de vie » des données

Nous ne représentons pas les champs générés automatiquement lors de la création de la couche cartographique (surface, périmètre, longueur, identifiant utilisateur...) car ces champs dépendent uniquement de la topologie de cette couche. Ils suivent les schémas du modèle conceptuel de données propre au logiciel.

ETAT DES LIEUX

Type : polygone

Titre : zones administratives

Origine : cartes topographiques de l'IGN ou BD Carto et DDAFF, DDASS, DDAF (RGA)

Résolution : 25 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nocom	i	n° de commune	1	100
com	c	communes	1	100
nodept	i	n° département	1	100
habitants	i	nombre d'habitants par commune	1	10
densité	i	densité d'habitants par commune	1	10
synaep	c	nom du syndicat AEP	1	10
synass	c	nom du syndicat d'assainissement	1	10
tourisme	i	capacité d'accueil par commune en 3-4 classes	2	5
bovins88	i	nombre de bovins	1	8
porcins88	i	nombre de bovins	1	8
ovins88	i	nombre d'ovins	1	8
caprins88	i	nombre de caprins	1	8
volailles88	i	nombre de volailles	1	8
SAU88	i	Surface Agricole Utile	1	8
STH88	i	Surface Toujours en Herbe	1	8
cereales88	i	surface en céréales	1	8
maïs88	i	surface en maïs fourrager (le maïs grain n'est pas recensé dans le RGA)	1	8
irrigation88	b	somme des surfaces irriguées	1	8

Type : table associée à zones administratives

Titre : admin2.dat

Origine : DDASS

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
synaep	c	nom du syndicat AEP ou de la commune si elle ne fait pas partie d'un syndicat d'AEP	1	10
connexaep	c	nom des syndicats ou communes en interconnexion en cas d'urgence	1	5
gestionaep	c	mode de gestion : régie, affermage, concession	1	5
priveau	f	prix de l'eau par commune ou syndicat	1	2

Type : table associée à zones administratives

Titre : admin3.dat

Origine : DDASS

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
synass	c	nom du syndicat d'assainissement	1	10
gestionass	c	mode de gestion : régie, affermage, concession	1	5
raccord	i	niveau du taux de raccordement des habitations au réseau d'assainissement collectif (élevé=1, moyen=2, faible=3)	2	5

Type : arcs

Titre : altitudearc

Origine : cartes topographiques de l'IGN ou BD Topo ou traitement du MNT IGN

Résolution : 25 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
alt	b	altitude des courbes de niveau	2	100

Type : points

Titre : altituddept

Origine : carte topographique IGN ou traitement du MNT IGN

Résolution : 25 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
alt	b	altitude des points cotés	2	100

Type : polygones

Titre : géologie

Origine : interprétation de la carte géologique de France (BRGM)

Résolution : 50 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
geoco	i	code de la nature de la formation géologique	1	100

Type : table associée à géologie

Titre : géologie1.dat

Origine : interprétation de la carte géologique de France (BRGM)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
geoco	i	code de la nature de la formation géologique	1	100
geolab	c	label de la formation géologique	1	100
porsup	f	porosité de la couche altérée de recouvrement	3	100
porinf	f	porosité de la roche mère	3	100
ksup	f	perméabilité de la couche altérée de recouvrement	3	100
kinf	f	perméabilité de la roche mère	3	100
ep	i	épaisseur qualitative de la couche altérée de recouvrement	3	100
fissu	i	état qualitatif de fissuration de la roche mère	3	100

Type : arcs

Titre : tectonique

Origine : carte géologique de France

Résolution : 50 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
faille	i	degré de certitude sur la présence d'une faille	2	100

Type : polygones

Titre : pédologie

Origine : carte pédologiques locales (Chambres d'Agriculture)

Résolution : 25 à 50 m suivant l'échelle initiale de la carte papier (1/25000^{ème} ou 1/50000^{ème})

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
pedoco	i	code de type de sol	1	100

Type : table associée à pédologie

Titre : pédologie1.dat

Origine : carte pédologiques locales (Chambres d'Agriculture)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
pedoco	i	code de type de sol	1	100
pedolab	c	label du type de sol	1	100
porsup	f	porosité de l'horizon superficiel du sol	3	100
porinf	f	porosité de l'horizon profond du sol	3	100
ep	b	épaisseur du sol	3	100
hm	i	classe d'hydromorphie	2	100

Type : points

Titre : stations-météo

Origine : Météo-France, localisation sur cartes topographiques IGN

Résolution : 25 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
costation	i	code de la station météorologique	1	10
stalab	c	nom de la station météorologique	1	10
période	i	période de mesure disponible	1	1

Type : arcs

Titre : hydrographie

Origine : carte topographique de l'IGN au 1/25000^{ème} ou BD Carto

Résolution : 25 à 50 m suivant l'origine

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
numtro	i	n° du tronçon de la rivière	1	10
rivlabel	c	nom du cours d'eau	1	100
qual	i	classe de qualité	2	2-5
pente	f	pente du tronçon	1	100
largeur	b	largeur moyenne du tronçon	2	10
module	f	module interannuel estimé	1 à 3	1 à 5
msec	f	débit du mois le plus sec de retour 5 ans	1 à 3	1 à 5
mhum	f	débit du mois le plus humide de retour 5 ans	1 à 3	1 à 5
assec	i	assec saisonnier naturel	2	5
prelevetiage	i	prélèvements aggravant des étiages	2	5
Qreserve	f	débit réservé permanent (s'il y a lieu)	1	5
baignade	i	baignade	1	5
sports	i	activités sportives (canoë-kayak...)	1	5
pêche	i	niveau de fréquentation	1	5
navigation	i	navigation de commerce ou de plaisance	1	5
piscicole	c	segmentation piscicole simplifiée: salmonicole, mixte, cyprino-ésocicole	2	5
migration	c	axes migrants : actuels ou potentiels	2	5
reprod	c	sites de reproduction existants ou potentiels	2	5
classement	c	cours d'eau : classés, réservés	1	5
artiflin	i	niveau d'artificialisation linéaire	2	5
typelin	c	type d'artificialisation linéaire : recalibrage, rectification du lit, extractions, remblaiements...	1	5
indobstacle	i	indice d'obstacles transversaux = nombre d'obstacles transversaux / longueur du tronçon	1	5
Qperturb	i	niveau de perturbation des débits : naturel, influencé, perturbé	2	5

Type : points

Titre : stations-hydro

Origine : DIREN, agences de l'eau, localisation sur cartes topographiques IGN

Résolution : 25 m

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
costation	i	code de la station hydrologique	1	10
stalab	c	nom de la station hydrologique	1	10
période	i	période de mesure disponible	1	1
module	f	module interannuel	1 à 3	1 à 5
modulesp	f	module interannuel spécifique	1 à 3	1 à 5
crue1.5	f	débit de crue de retour 1.5 an	1 à 3	1 à 5
crue10	f	débit de crue de retour 10 ans	1 à 3	1 à 5
crue100	f	débit de crue de retour 100 ans	2 à 3	1 à 5
sec	f	débit moyen mensuel du mois le plus sec de retour 5 ans (QMNA5)	2 à 3	1 à 5

Type : points

Titre : stations-qualité

Origine : DIREN, agences de l'eau, DDASS

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature du point de mesure (pc, bio, tox, bact)	1	10
qualpc	i	classe de qualité physico-chimique	2	2 à 5
declasspc	c	paramètre déclassant la qualité physico-chimique	2	2 à 5
qualbio	i	valeur de l'indice de qualité biologique	2	2 à 5
eutroph	i	eutrophisation	2	2 à 5
toxi	i	contamination par des micropolluants organiques ou métalliques	2	2 à 5
qualbact	i	classe de qualité bactériologique	2	2 à 5

Type : polygones

Titre : aquifères

Origine : cartes hydrogéologiques

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	c	type structural (alluvial, karstique...)	1	100
productivite	c	classe de productivité	3	100
anomalies	c	anomalies karstiques : avens, pertes...	2	100
nitrates	f	teneurs moyennes en nitrates pour les 3 dernières années	2	1
pesticides	f	teneurs moyennes en pesticides pour les 3 dernières années	2	1
bact	i	niveau moyen de bactériologie pour les karsts	2	1

Type : arcs

Titre : piézo

Origine : cartes hydrogéologiques

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
piézo	f	côte piézométrique	1 à 3	< 1

Type : polygones

Titre : périmètres de protection des captages d'AEP

Origine : DDASS

Résolution : variable (département de la Loire : 25 à 50 m)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature : immédiat, rapproché ou éloigné	1	10
label	c	nom du captage	1	50

Type : points

Titre : captages

Origine : DDASS, agences de l'eau, cartes hydrogéologiques

Résolution : variable (département de la Loire : 25 à 50 m)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature de l'usage (AEP, industrielle, agricole, autre)	1	10
type	c	type (forage, source, puits, prise en rivière, prise en barrage)	1	10
label	c	nom du captage	1	50
alim	c	communes ou syndicats ou entreprises alimentés	1	5
Qmoy	f	débit moyen	2	5
Qmin	f	débit à l'étiage	2	2
volume	f	volume annuel prélevé	2	2
volaut	f	volume annuel autorisé	1	5
protect	i	niveau de protection réglementaire : rien, périmètres sans DUP, périmètres avec DUP	1	2
risquepen	i	niveau du risque de pénurie, évalué selon un historique	2	10
risquepoll	i	niveau du risque de pollution selon la vulnérabilité et la présence de foyer de pollution	2	5

Type : polygones

Titre : granulats

Origine : DRIRE

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
vol5	c	volumes totaux autorisés à l'échéance 5 ans	1	5
vol10	c	volumes totaux autorisés à l'échéance 10 ans	1	5
vol15	c	volumes totaux autorisés à l'échéance 20 ans	1	5
type	c	en activité ou ancien	1	5

Type : points

Titre : ouvrages transversaux sur cours d'eau

Origine : enquêtes locales

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature de l'ouvrage : barrage, écluse, seuil, moulin...	1	10
état	i	état d'entretien	2	5
migration	i	niveau d'impact sur les migrations	2	5

Type : arcs

Titre : axes de transport pouvant générer de pollutions accidentelles

Origine : DDASS, DRIRE, Conseil Général, cartes IGN, BD Carto

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature : oléoduc, chemin de fer, route, voie de navigation fluviale	1	5
fréq	f	fréquence d'accidents	2	5
niveau	i	niveau du risque	2	5

Type : points

Titre : pollutions accidentelles recensées

Origine : enquête locale, DDASS, DRIRE

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	c	type de pollution accidentelle	1	5
volume	c	volume	2	5
impact	i	impact sur le milieu	2	5

Type : polygones

Titre : assainissement individuel

Origine : DDASS, enquêtes locales

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
equhab	f	nombre d'équivalents habitants	2	5
état	i	état de l'assainissement individuel	2	5

Type : points

Titre : pollutions ponctuelles potentielles industrielles ou domestiques

Origine : enquêtes locales, DDASS, DRIRE

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature : station d'épuration des eaux domestiques, station d'épuration industrielle, installation classée industrielle...	1	10
descript	c	description	1	10
raccord	c	communes ou syndicats ou usines raccordées	1	5
equhab	i	nombre d'équivalents habitants	2	5
MA	f	débit moyen des rejets en azote	2	2
MP	f	débit moyen des rejets en phosphore	2	2
MO	f	débit moyen des rejets en matière oxydable	2	2
MI	f	débit moyen des rejets en matière inhibitrice	2	2

Type : points

Titre : pollutions ponctuelles potentielles agricoles

Origine : enquêtes locales, DDASS, DDAF, DRIRE

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature de l'élevage : ovin, porcin, bovin...	1	5
stockage	i	niveau de stockage	2	5
UGB	f	nombre d'équivalents Unités de Gros Bétail	2	5

Type : polygones

Titre : occupation du sol

Origine : photographies aériennes ou satellitaires ou BD Carto

Résolution : variable (sur Renaisson : 25 m)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
coland	i	classes d'occupation du sol	1 à 2	5
label	c	labels de l'occupation du sol	1	5

Type : points

Titre : décharges

Origine : enquête locale, Conseil Général, DDAF

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	c	type de décharge	1 à 2	5
volume	c	volume	2	5
risques	i	risques de lessivage	2	5

Type : polygones

Titre : sous-bassins

Origine : traitement du MNT de l'IGN

Résolution : 50 m (suivant la résolution du MNT)

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
MAB	f	flux brut global en azote	2	5
MPb	f	flux brut global en phosphore	2	5
MOB	f	flux brut global en matière oxydante	2	5
MIb	f	flux brut global en matière inhibitrice	2	5
MAAn	f	flux net global en azote	3	5
MPn	f	flux net global en phosphore	3	5
MON	f	flux net global en matière oxydante	3	5
MIIn	f	flux net global en matière inhibitrice	3	5
indagri	f	surface relative en cultures	1	10

Type : polygones

Titre : espaces naturels

Origine : DIREN, associations de protection de la nature, Muséum d'Histoire Naturelle

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	c	type d'espace et protection : parc naturel national ou régional, site classé, arrêté de biotope, plan de développement durable...	1	5

Type : polygones

Titre : zones humides

Origine : DIREN, inventaires ZNIEFF, associations de protection de la nature, Muséum d'Histoire Naturelle

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	c	type de zone humide défini suivant la typologie du Ministère de l'Environnement	1	10
identification	i	niveau d'identification : zone humide classée dans une ZNIEFF, zone humide reconnue par photo-interprétation...	1	5
drainage	i	niveau de drainage	2	5
faune	i	niveau d'intérêt faunistique	1 à 2	5
espèces	c	espèces animales remarquables	1 à 2	5

Type : polygones

Titre : zones inondables

Origine : Etudes hydrauliques locales

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
type	i	période de récurrence de la crue	2	5
servitude	c	PER, PPR, périmètres de risques, plan des surfaces submersibles	1	10
typealéa	c	type d'aléa : inondations de plaine, ruissellement pluvial urbain, crues torrentielles, avalanches, mouvement de terrain	2	10
méandre	i	présence d'ancien méandre ou bras mort pouvant plus facilement être inondé	2	50
mouvter	i	zones à risques de mouvement de terrain ayant un impact sur les écoulements	2	10
avalanche	i	zones à risques d'avalanches ayant un impact sur l'écoulement des eaux	2	10
prévent	i	secteur couvert par un dispositif d'annonce de crue		

Type : polygones

Titre : paysages

Origine : traitement d'images aériennes ou satellitaires, DIREN

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
unités	c	unités paysagères	2	10

Type : points

Titre : monuments historiques

Origine : DIREN, DRAC

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
monum	c	nom du monument	1	10

Type : arcs

Titre : objectifs des SDVP

Origine : Schémas de Vocation Piscicole

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
objectifs	c	objectifs définis dans les SDVP	1	5

Type : points

Titre : campings

Origine : mairies, conseil général, DDASS

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nom	c	nom du camping	1	5
capacité	i	capacité d'accueil	1	5

DIAGNOSTIC

Type : polygones

Titre : évolution de l'occupation des sols et effets sur les milieux aquatiques

Origine : enquêtes locales

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
évol	c	évolutions	2	10
incid	c	incidences sur les milieux aquatiques: crues, ressources en eau, habitats...	3	10

Type : polygones

Titre : risques de pollution diffuse chronique

Origine : croisement vulnérabilité des eaux superficielles et des eaux souterraines avec foyers de pollutions diffuse

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
origine	c	origine de la pollution : agricole, domestique, industrielle	1	5
impactsu p	i	niveau d'impact sur les eaux souterraines	2	5
impacts ut	i	niveau d'impact sur les eaux souterraines	2	5

Type : points

Titre : risques de pollution ponctuelles chroniques

Origine : croisement vulnérabilité et foyers de pollutions ponctuelles

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
origine	c	origine de la pollution : agricole, domestique, industrielle	1	5
impact	i	niveau d'impact	2	5

Type : arcs

Titre : risques de pollutions ponctuelles accidentelles

Origine : croisement vulnérabilité et foyers de pollutions accidentelles

Résolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
origine	c	origine de la pollution : agricole, domestique, industrielle	1	5
impact	i	niveau d'impact	2	5

Type : arcs

Titre : risque de pollution nitrée des cours d'eau vulnérables

Origine : modélisation des propagations de nitrates dans les eaux

Résolution : dépendantes des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
fertil	i	niveau de risque de pollution nitrée par la fertilisation agricole	2	10
stock	i	niveau du risque de pollution nitrée par les stockages de déjections animales	2	5
habitat	i	niveau du risque de pollution nitrée par l'habitat	2	5

Ajout de champs à :Type : arcsTitre : hydrographie

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
alter	i	niveau d'altération physique	2	5
causes	c	causes identifiées d'altération physique	2	5

Type : polygonesTitre : usages de l'eauOrigine : superposition des différentes activités recensées à l'état des lieuxRésolution : dépendantes des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
conflits	i	niveau de conflit d'intérêt	2	5
usages	c	liste des usages	2	5

Type : polygonesTitre : risques d'inondationOrigine : superposition de l'occupation des sols et des zones inondablesRésolution : dépendantes des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
inonbiens	c	nature du risque pour les biens : agricole, industriel ou habitat	2	5
inonpers	i	niveau du risque pour les personnes	2	5

Type : polygonesTitre : projets et contrats institutionnelsOrigine : Conseil Général, Agence de l'EauRésolution : variable

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature du contrat : contrat de rivière ou de vallée, contrat de nappe, contrat d'agglomération, contrat d'assainissement...	1	5
actualité	c	actuel ou en projet	1	1

Type : polygonesTitre : contraintes, atouts et enjeuxOrigine : croisement cartographiqueRésolution : fonction des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nature	c	nature des conflits entre usages et milieux	2	5
niveau	c	niveau de conflit	2	5

TENDANCES ET SCENARIOS

Ajout de champs à :

Type : polygones

Titre : sous-bassins

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée valid.
varaep	i	variation des prélèvements moyens annuels en aep sur 10 ans : (prélèvements année n - prélèvements année n-10)	2	10
varind	i	variation des prélèvements moyens annuels pour l'industrie sur 10 ans : (prélèvements année n - prélèvements année n-10)	2	10
varagri	i	variation des prélèvements moyens annuels pour l'agriculture sur 10 ans : (prélèvements année n - prélèvements année n-10)	2	10
varass	i	variation des capacités des stations d'épuration sur 10 ans = (equh(n) - equh(n-1))	1	5
vargranu	i	évolution des extractions en granulats en 10 ans	2	5
varelecl	i	évolution du nombre de centrales hydroélectriques sur 20 ans	1	5
varelecl2	i	évolution de la puissance des centrales hydroélectriques sur 20 ans	1	5
varsport	i	évolution des pratiques liées à l'eau (sports, navigation, pêche, campings, zones d'agrément, tourisme vert...)	2	5
varpop	i	évolution de la population sédentaire et saisonnière (évaluée par les capacités d'accueil) par bassin versant sur 30 ans	1	10
varinvcom	c	évolution des investissements réalisés pour la dépollution (D), l'entretien-restauration (ER), la mise en valeur touristique (T), la lutte contre les inondations (I) par les communes par sous-bassin	1	5
varinvdept	c	idem par les départements par sous-bassin	1	5
varinvreg	c	idem par les régions par sous-bassin	1	5
varinvage	c	idem par les agences de l'eau par sous-bassin	1	5
varinvetat	c	idem par l'état par sous-bassin	1	5
projets	c	principaux projets et programmes à l'étude ou en cours de réalisation pour la dépollution, la restauration, la mise en valeur ou le soutien d'étiage et impact économique, qualité des eaux et de l'habitat, quantité de la ressource, paysage et espaces naturels	2	5
tendqual	c	tendances prévisibles d'évolution de la qualité des milieux aquatiques à partir des indicateurs de pression (prélèvements, pollution, démographie, artificialisation) en 4 classes	2	5
tendusag	c	tendances prévisibles d'évolution de l'utilisation et de la fréquentation des espaces liés aux milieux aquatiques en terme de pêche, sports, tourisme, à partir de l'évolution de la qualité et disponibilité de la ressource, de l'offre et de la demande touristiques, de la qualité de l'environnement en 3 classes	2	5
tendphys	c	tendances prévisibles d'évolution de la qualité physique des cours d'eau en terme de stabilité du lit et de risque d'inondation, à partir d'indicateurs de pression (occupation des rives, aménagements transversaux et longitudinaux, pression touristique) en 3 classes	2	5

Ajout de champs à :Type : polygonesTitre : admin

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
pop82	i	population recensée en 1982	1	100
bov70	i	nombre de bovins recensés en 1970	1	100
bov79	i	nombre de bovins recensés en 1979	1	100
ov70	i	nombre d'ovins recensés en 1970	1	100
ov79	i	nombre d'ovins recensés en 1979	1	100
porc70	i	nombre de porcins recensés en 1970	1	100
porc79	i	nombre de porcins recensés en 1979	1	100
vol70	i	nombre de volailles recensées en 1970	1	100
vol79	i	nombre de volailles recensées en 1979	1	100
SAU70	i	Surface Agricole Utile recensée en 1970	1	100
SAU79	i	Surface Agricole Utile recensée en 1979	1	100
STH70	i	Surface Toujours en Herbe recensée en 1970	1	100
STH79	i	Surface Toujours en Herbe recensée en 1979	1	100
céréales70	i	surface en céréales recensée en 1970	1	100
céréales79	i	surface en céréales recensée en 1979	1	100
maïs70	i	surface en maïs recensée en 1970	1	100
maïs79	i	surface en maïs recensée en 1979	1	100

Ajout de champs à :Type : pointsTitre : stations-qualité

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
varqualpc	i	variation de la qualité physico-chimique sur 10 ans = qualpc (n) - qualpc (n-10)	2	2 à 5
varqualbio	i	variation de l'indice de qualité biologique	2	2 à 5
vareutroph	i	variation de l'eutrophisation	2	2 à 5
vartoxi	i	variation de la contamination par des micropolluants organiques ou métalliques	2	2 à 5
varqualbact	i	variation de qualité bactériologique	2	2 à 5

Ajout de champs à :Type : polygonesTitre : aquifères

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
varnitrates	f	variations des teneurs moyennes en nitrates sur les 10 dernières années	2	2

Type : rasterTitre : variation de la nappe souterraineOrigine : croisement entre piézométrie actuelle et passéeRésolution : fonction des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
varpiez	i	variation de la nappe souterraine en 10 ans	2	2

Ajout de champs à :

Type : arcs

Titre : hydrographie

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
varphy	i	variation du niveau d'altération physique	2	5

CHOIX DE LA STRATEGIE ET OBJECTIFS

Ajout de champs à :

Type : polygones

Titre : sous-bassins

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
objectifs	c	1 à 3 grands objectifs de priorité (protection et réhabilitation des écosystèmes aquatiques, préservation des zones humides, satisfaction d'usages...)	2	10
objmilaqu	c	objectifs de préservation ou restauration des potentialités des écosystèmes : 4 degrés (maintien, préservation localisée, amélioration, restauration partielle)	2	10
objusages	c	objectifs de satisfaction des usages : 4 degrés (limitation d'un usage, maintien du niveau actuel, développement mesuré, développement important lié à un enjeu socio-économique)	2	10
objsols	c	objectifs de gestion des sols sur l'ensemble des sous-bassins pour améliorer le fonctionnement des milieux aquatiques et le développement de la ressource en eau (rôle hydrique des forêts, préservation des zones d'épandage de crue, réduction apports agricoles...)	2	10
objNP	c	objectifs de qualité en azote et en phosphore lorsque des problèmes d'eutrophisation ont été identifiés	2	10
objbact	c	objectifs de rétablissement de la qualité bactériologique	2	10
objécart	c	écart entre la situation actuelle et les objectifs : 3 classes (conforme, inférieure d'une classe, inférieure de 2 classes)	2	10
objpara	c	paramètres à réduire pour réduire l'écart entre situation actuelle et objectifs	2	10

Ajout de champs à :

Type : arcs

Titre : hydrographie

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
objquant	i	objectif de débit minimum (durée, fréquence) à atteindre pour respecter les milieux aquatiques et usages	2	10
objalerte	i	débit minimum d'alerte qui déclenche les restrictions des consommations	2	10

Type : points

Titre : points d'observation des nappes souterraines

Origine : captages, piézomètres témoins d'étude hydrogéologiques

Résolution : fonction des données de base

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
nivalerte	f	côte d'alerte de la nappe souterraine	2	10
Qalerte	f	débit d'alerte pour les sources principales	2	10

Ajout de champs à :

Type : polygones

Titre : aquifères

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
objqual	c	objectif de qualité à atteindre pour respecter les usages et milieux aquatiques associés (cours d'eau ou zones humides)	2	10

Ajout de champs à :

Type : polygones

Titre : zones inondables

Champs	Type	Description	Fiabilité	Durée validité
objcrue	c	objectifs pour la gestion des risques d'inondation par maîtrise des facteurs aggravant les crues	2	10
objvuln	c	objectifs pour la gestion des risques d'inondation par réduction de la vulnérabilité	2	10

ANNEXE 3 : Sources d'erreurs dans les SIG

Burrough a recensé les multiples sources d'erreurs pouvant survenir dans un SIG et a distingué [Burrough, 1986] les erreurs liées à la nature des données initiales et à leur saisie et les erreurs survenant lors des traitements.

Mesure de l'erreur

La mesure de l'erreur thématique entre les valeurs représentées dans la base de données et les valeurs réelles doit être exprimée différemment selon la **nature des données** [Veregin, 1995] :

- données cardinales ou en intervalles (quantitatives ou métriques selon la terminologie de [Bertin, 1967]) : écart moyen ;
- données nominales (qualitatives selon la terminologie de [Bertin, 1967]) : fréquence des différences entre classes de valeurs réelles et les classes de valeurs cartographiées.

Selon Veregin, la mesure de l'erreur sur des données nominales peut être faite à différentes échelles : du global, en calculant un indice d'erreur représentatif de la surface cartographique entière, au local, en calculant l'erreur maille par maille [Veregin, 1995]. La première approche ne permet pas de connaître les variations de l'erreur dans l'espace.

Une méthode de mesure de l'erreur est la constitution d'une matrice de confusion ou « matrice d'erreur de classification » (CEM) : cette matrice C de dimension $k * k$ (k étant le nombre de classes) présente en entrée c_{ij} les fréquences d'apparition de la classe cartographique i lorsque les valeurs réelles sont j . La diagonale de cette matrice correspond à une représentation exacte du réel (classe cartographique = classe réelle).

Veregin cite un indice d'erreur qui peut être obtenu à partir de cette matrice : PCC (Proportion Correctement Classée) [Veregin, 1995]. L'indice PCC est égal à la somme des valeurs de fréquence contenues dans la diagonale de la matrice. Si $PCC = 1$, l'erreur est nulle, si $PCC = 0$, l'erreur est maximale. Mais, l'auteur indique plusieurs inconvénients de cet indice dont notamment la sensibilité à une classe prédominante et exacte sur des classes minoritaires fausses.

Erreurs liées à la nature des données initiales et à leur saisie

Burrough recense les différentes causes d'erreurs initiales [Burrough, 1986] :

* **âge des données** : la réalité observée peut varier mais aussi les techniques de mesure peuvent devenir périmées.

* **hétérogénéité de la mesure** : sur une étendue géographique importante, les données sont rarement disponibles avec la même exactitude et précision sémantique, par exemple, sur le bassin versant que nous étudions (le Renaison), la carte pédologique n'est disponible que sur la moitié Est. En présence de données avec une grande résolution sur une portion du territoire et de données plus grossières sur une autre, il est nécessaire d'agréger les zones précises (réduire leur résolution) pour homogénéiser le document et pouvoir le croiser avec d'autres informations, à moins de faire une étude par zone.

* **densité des observations** : cette information est rarement reportée dans les documents manipulés qu'ils soient sur papier ou numérisés, elle détermine pourtant en grande partie la qualité de l'information surtout lorsqu'il s'agit de phénomènes naturels continus dans l'espace. L'emploi de la géostatistique permettrait d'améliorer l'estimation des données.

* **exactitude de la position** : cela rejoint le problème précédent, le type de données est déterminant : il y a une forte exactitude pour des objets bien définis comme les routes, les habitations, les limites de propriété... Mais les limites de sol, de type de végétation font intervenir le jugement de l'expert. Des erreurs de positionnement peuvent provenir aussi des documents saisis : déformation de la carte papier ou mauvaise vectorisation après « scannage ».

* **exactitude du contenu** : les attributs attachés aux éléments graphiques sont-ils corrects ? Il faut ici distinguer l'exactitude qualitative c'est-à-dire l'exactitude des variables nominales (ce polygone est-il une prairie intensive ou un pâturage ?) de l'exactitude quantitative qui correspond aux données biaisées (erreurs sur mesures et appareillage : pH mètre mal calibré surestimant le pH par exemple). Par exemple, la carte d'occupation du sol (cf. Carte 5, p. 46) que nous avons utilisée pour les calculs hydrologiques est issue d'une photo-interprétation infra-rouge couleur. L'interprétation est forcément entachée d'erreurs : notamment, certains polygones classés en culture annuelle doivent correspondre à des prairies étant donné la saison des clichés photographiques (juillet).

Erreurs survenant lors de traitements

Les SIG facilitent les traitements comme notamment les croisements cartographiques. Mais, ces transformations des données initiales s'accompagnent de propagation d'erreurs nécessitant une analyse [Veregin, 1995].

Ces sources d'erreurs sont très importantes mais difficiles à saisir car leur détection requiert une connaissance intime des données, des structures et des algorithmes utilisés, elles échappent souvent aux utilisateurs [Burrough, 1986] et [Goodchild, 1993b] :

*** Erreurs d'arrondis dues à l'ordinateur :**

Ces erreurs sont dues à une limitation des représentations de nombres dans l'ordinateur, c'est ce que Goodchild nomme précision alors que Burrough emploie ce terme pour la variation des valeurs autour d'une moyenne (l'écart type offrant une image de cette précision). Nous avons rencontré ce type d'erreur lors du calcul des directions d'écoulement sur une surface piézométrique : les gradients sont très faibles, de l'ordre de 10^{-4} , et génèrent des aberrations avec ARC/INFO dans les directions d'écoulement de l'eau souterraine.

*** Erreurs survenant lors de l'analyse topologique :**

** La **fusion de deux couches cartographiques** génère des polygones factices caractérisés de petite taille et de forme allongée. Différents objets géographiques peuvent partager les mêmes limites comme, par exemple, un lac et une entité administrative, un cours d'eau et un type de végétation... Même lorsque l'information est codée à plusieurs décimales de précision, les deux couvertures ne partagent jamais exactement le même contour, de multiples polygones apparaissent alors et il s'agit de les corriger [Goodchild, 1993b]. Le paradoxe est justement

que plus la digitalisation a été précise, plus le nombre de ces polygones factices est élevé [Goodchild, 1978]. Certains SIG intègrent à présent des fonctions d'élimination de ces polygones factices basées sur les règles suivantes de détection : polygones de petite surface, de forme longue et étroite, formés de deux arcs seulement et de deux noeuds uniques avec quatre arcs incidents [Goodchild, 1993b]. Ce problème est moins fréquent en mode raster puisque la résolution est beaucoup plus grossière. Dans ce dernier cas, les erreurs peuvent être corrigées par des filtres [Collet, 1992].

**** « Rasterisation » d'une carte vecteur** : ce terme désigne le passage du vecteur au raster.

Ce procédé est fréquent. Chaque mode a ses avantages et il est nécessaire de pouvoir passer de l'un à l'autre dans un SIG. De nombreuses données sont saisies en mode vectoriel (digitalisation) puis transformées en raster pour l'analyse spatiale surfacique (directions d'écoulement, proximité sur une surface de coût...). Il est donc important de maîtriser les erreurs survenant lors de ce processus.

Nous avons fréquemment employé ce procédé notamment pour l'occupation du sol qui a été saisie en mode vecteur mais qui nécessitait d'être « rasterisée » pour être utilisée dans les croisements cartographiques (déficit hydrique, risques de pollution...). La résolution du pixel d'occupation du sol a été choisie comme égale à la résolution la plus faible trouvée dans les autres couches car la résolution d'un résultat issu d'un croisement cartographique est au mieux celle de la couche cartographique ayant la résolution la moins fine.

Des méthodes analytiques ont été définies pour déterminer l'erreur due à la rasterisation d'une carte vecteur [Goodchild, 1980]. Ces méthodes sont d'un intérêt plus restreint si la carte vectorielle initiale est disponible. Il convient alors de réaliser une analyse de sensibilité des résultats (en terme de surface respective de chaque attribut, par exemple) à la taille du maillage et ceci pour chaque « rasterisation » puisque la forme des polygones est déterminante.

Procédure proposée :

- calculer, sur une carte vecteur de polygones, les aires respectives de chaque attribut i ,
- « rasteriser » cette carte avec une certaine taille de maille,
- calculer sur la carte raster résultat, les aires respectives de chaque attribut i ,
- calculer l'erreur relative sur chaque attribut entre le raster et le vecteur,
- faire la somme des erreurs relatives pondérée par la surface en vecteur de chaque attribut pour estimer l'erreur totale.

Plusieurs alternatives s'offrent alors :

- soit l'erreur est jugée acceptable et la carte raster est adoptée à la résolution choisie,
- soit l'erreur est jugée trop importante et la résolution du maillage doit être affinée,
- soit la méthode de « rasterisation » est inadaptée.

Il existe en effet plusieurs **méthodes de rasterisation d'une carte vecteur**. Le choix entre ces méthodes doit être fait en fonction du type de données et des analyses à effectuer. Les trois principales méthodes sont implantées dans ARC/INFO :

- **méthode du centroïde** : chaque maille est affectée de la valeur de l'élément vecteur qui se trouve au centre de la maille. Cette méthode est bien adaptée pour des données continues (perméabilité des sols, piézométrie...)
- **méthode du type fréquence** : la valeur couvrant la surface la plus importante en vecteur dans le cadre de chaque maille est affectée à cette dernière. Cette méthode est employée pour des données discrètes. Par exemple, pour une carte des sols, le type de sol occupant la surface la plus grande dans le pixel sera affecté à la valeur du pixel.
- **méthode du type dominant** : la maille reçoit comme valeur celle définie comme dominante si cette valeur est présente en vecteur dans le cadre de la maille. C'est une méthode rarement employée, elle ne peut l'être en tout cas que pour des données discrètes et nominales. Cette méthode peut être, par exemple, utilisée lors d'une analyse des risques de pollution agricole pour conserver les parcelles en culture intensive même si elles occupent une surface minoritaire dans le pixel car leur rôle est dominant dans le processus de pollution d'origine agricole.

**** Agrégation** : L'agrégation est le passage d'une résolution fine à une résolution grossière. Cette source d'erreurs est traitée dans le paragraphe 3.4.

**** Digitalisation**

Il y a deux sources d'erreurs possibles lors de la digitalisation [Burrough, 1986] :

- **erreurs associées à la carte source** : sans parler des distorsions, les cartes en papier ne présentent pas des frontières d'une extrême finesse ; par exemple, un trait de 1 millimètre d'épaisseur sur une carte au 1/25 000^{ème} correspond à 25 mètres terrain.
- **erreurs associées à la représentation digitale** : la qualité de la représentation de courbes dépend du nombre de sommets utilisés pour saisir un arc. Les erreurs sont donc plus fortes en digitalisant des courbes que des lignes droites.

**** Nature des limites :**

Le problème d'exactitude des correspondances des limites lors de la fusion de polygones ou lors de la digitalisation, ne se pose réellement qu'en présence d'objets réels présentant des frontières nettes comme des entités administratives mais lorsqu'il s'agit de sols, de végétation naturelle, il n'existe souvent pas de limite réelle, les variations des données sont continues. Nous pouvons nous passer de la détermination de la position de la limite exacte, les zones de recouvrement peuvent alors être traitées comme des zones de transition.

Pour un phénomène naturel ne formant pas une frontière nette, trois types de variations sont à distinguer :

- *variations assez abruptes* facilement reconnaissables : par exemple liées à un changement de géologie ou de relief (terrasse alluviale...) mais ce type de changement qui apparaît brutal à une certaine échelle, ne l'est pas toujours en augmentant l'échelle.
- *variations continues* : plus difficiles à discerner, recherche de l'amplitude du gradient de variation des valeurs afin de révéler des limites ; par exemple, dans les domaines suivants : climatologie, changements graduels de perméabilité dans les sols... Les limites sont difficiles à voir car elles sont masquées par des variations locales ou des processus secondaires ayant des effets spatiaux.
- *variations n'ayant aucune signification* car trop locales.

Les frontières sur des cartes thématiques ne doivent pas être prises au sens absolu : elles correspondent à un intervalle de confiance associé à une bande d'incertitude. Ce qui rejoint le problème du « point-in-polygon » (cf. Figure 56) : le point est dedans avec certitude (1), au-dehors avec certitude (2), peut-être dedans (3) (dans la bande d'incertitude interne) ou peut-être dehors (4) [Perkal, 1966] et [Blakemore, 1984].

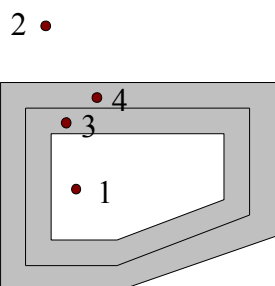


Figure 56 : incertitude des limites

**** Erreurs résultant de la combinaison d'attributs par croisement cartographique :**

Cet aspect de la qualité des données a été aussi étudié par Burrough et par Veregin [Burrough, 1986] [Veregin, 1995]. Nous avons réalisé une estimation de l'erreur liée à ce type de traitement en troisième partie dans l'application sur la détermination de la vulnérabilité des ressources en eau superficielle.

Dans le cas d'une fusion cartographique de deux couches A et B en une couche U :

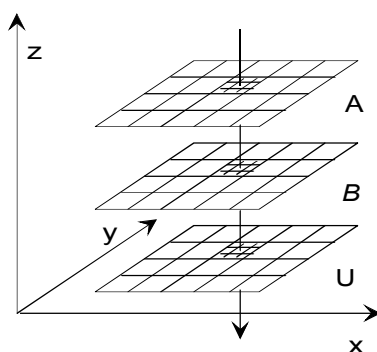


Figure 57 : Fusion cartographique

Burrough s'est intéressé à savoir quelle va être l'erreur sur U si on prend une maille éloignée d'une limite [Burrough, 1986] ?

Considérons deux cas :

$$U = f \{A, B, C, \dots\}$$

- (a) la fonction f utilise des opérateurs arithmétiques (+, -, /, *)
- (b) la fonction f utilise des opérateurs logiques (AND, OR, NOT)

a) Relations arithmétiques :

Si X a une erreur de ϵ alors la valeur d'attribut ne pourra être connue qu'à $x \pm \epsilon x$

Ainsi, pour une relation :

$$u = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_j, s)$$

dans laquelle les x_j s sont toutes indépendantes alors l'écart type de u , S_u , est :

$$S_u = \left[\sum_{i=1}^j (\delta u / \delta x_i)^2 S_{x_i}^2 \right]^{1/2} \quad (1)$$

avec S_{x_i} écart type sur x_i

et l'erreur moyenne sur u , SE_u , est donnée par :

$$SE_u = \left[\sum_{i=1}^j (\delta u / \delta x_i)^2 SE_{x_i}^2 \right]^{1/2} \quad (2)$$

où SE_{x_i} est l'erreur moyenne sur x_i .

S_u peut être exprimé en fraction ou en % : $S_{u_{fractionnel}} = S_u/u$

et SE_u en fraction ou en % : $SE_{u_{fractionnel}} = SE_u/u$

Lorsqu'il y a une corrélation entre les x_j s il faut introduire une erreur supplémentaire t :

$$\left[\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \left\{ \delta u / \delta x_i * \delta u / \delta x_j * S_{x_i} * S_{x_j} * r_{ij} \right\} \right] \quad (3)$$

Somme et différence - sans corrélation :

Exemple :

si $u = x \pm y$

alors $\delta u / \delta x = 1$ et $\delta u / \delta y = \pm 1$

et si $x = 10 \pm 2$ (soit 20%) et $y = 8 \pm 0.5$ (soit 6,25%)

alors écart type de u : $S_u = \sqrt{S_x^2 + S_y^2} = \sqrt{2^2 + 0,5^2} = 2,06$

en cas d'addition : l'erreur relative est de $(2,06 / 18) = 11,4 \%$

en cas de soustraction : l'erreur absolue est la même mais l'erreur relative est beaucoup plus élevée :

$$2,06 / 2 = 1,03 \%$$

Il faut donc être très prudent en ce qui concerne les propagations d'erreurs lorsque l'on utilise une soustraction entre deux couches, et ceci d'autant plus que x et y sont proches ! [Burrough, 1986].

Si y est une constante, il n'y a pas de différence entre la variance de u et celle de x : additionner ou soustraire ne modifie pas l'erreur.

Addition de variables corrélées

Lorsque les variables $x_1, x_2, \dots$ sont corrélées le terme t doit être incorporé au calcul de l'erreur sur u [Burrough, 1986].

Prenons le cas : $u = x \pm y$

alors l'équation (3) équivaut à : $t = 2 * S_x * S_y * r_{xy}$ car $\delta u / \delta x = 1$ et $\delta u / \delta y = \pm 1$

d'où :

$$Su = \sqrt{Sx^2 + Sy^2 + 2 * Sx * Sy * r_{xy}}$$

$$\text{dans l'exemple précédent : } Su = \sqrt{2 + 0.5 + 2 * 2 * 0.5 * r_{xy}}$$

alors si les deux couches sont parfaitement corrélées l'erreur sur u est exactement la même que la somme des erreurs de x et de y ; si les deux couches sont corrélées positivement alors l'erreur sur u sera plus forte que si x et y étaient indépendants.

Produits et quotients de couches non corrélées

Prenons : $u = x^a \cdot y^b$

avec a et b constantes

alors : $\delta u / \delta x = a x^{(a-1)} \cdot y^b$

$$\delta u / \delta y = b x^a \cdot y^{(b-1)}$$

donc :

$$Su = \sqrt{a^2 \cdot x^{2(a-1)} \cdot y^{2b} \cdot Sx^2 + b^2 \cdot x^{2a} \cdot y^{2(b-1)} \cdot Sy^2}$$

soit $u = xy = 10 \cdot 8 = 80$

$$Su = \sqrt{y^2 Sx^2 + x^2 Sy^2} = \sqrt{8^2 \cdot 2^2 + 10^2 \cdot 0.5^2} = 16,76$$

Ainsi, la multiplication augmente non seulement l'erreur absolue mais relative [Burrough, 1986]. Dans cet exemple, l'erreur absolue est : $16,76/80 = 20\%$

division : $u = x / y = 10 / 8 = 1,25$

$a = 1$ et $b = -1$

$$Su = \sqrt{y^{-2} \cdot Sx^2 + x^2 \cdot y^{-4} \cdot Sy^2}$$

$$Su = \sqrt{8^{-2} \cdot 2^2 + 10^2 \cdot 8^{-4} \cdot 0.5^2} = 0,068$$

soit $Su / u = 0,068 / 1,25 = 5,5 \%$

Si y est une constante, $u = ax$ alors $Su = \sqrt{a^2 Sx^2}$

Si $u = Ax^a$ et que A et a sont des constantes, faire attention car x est parfaitement corrélé à lui-même alors :

$$Su = \sqrt{A^2 a^2 x^{2(a-1)} Sx^2}$$

par exemple, si $x = 10^{-1}$ et $u = x^2 = 10^2$ alors $Su = \sqrt{(2x)^2 Sx^2} = \sqrt{20^2 \cdot 1} = 20$

l'erreur relative passe à 20%.

Relations logarithmiques et autres

Soit $u = B \ln x$ alors $\delta u / \delta x = B/x$

$$\text{donc } Su = \sqrt{\left(B^2 / x^2\right) Sx^2} = B * Sx / x$$

on peut voir que l'erreur dépend uniquement du ratio B / x

Soit $u = A \sin x$ alors $Su = A Sx \cos x$

Stratégies recommandées pour les algorithmes arithmétiques

Burrough rappelle certaines règles de construction de modèles pour réduire la propagation d'erreurs si les erreurs sur variables sont normalement distribuées [Burrough, 1986] :

- éviter des variables corrélées,
- additionner si possible,
- sinon multiplier ou diviser,
- éviter le plus possible d'employer des différences ou des mises en puissance.

Burrough cite l'exemple de l'emploi du modèle d'érosion des sols de Wischmeier au Kenya, par overlay : la perte en sol a été estimée dans une étude à 9 cm sur 40 ans mais avec une incertitude absolue de 6 cm [Burrough, 1986].

L'utilisation de modèles avec des multiplications et des incertitudes importantes sur les variables est douteuse. Il est préférable d'employer des modèles plus simples avec des additions plutôt que des modèles compliqués pour la simple raison de la propagation d'erreurs. **La qualité du modèle ne s'exprime pas seulement en terme d'aptitude à représenter la réalité mais aussi en terme de qualité des variables que fait intervenir le modèle et en terme de risques de propagation d'erreurs** car sinon les résultats peuvent être pires que sur un modèle plus grossier.

b) Relations booléennes

Ces relations sont employées le plus fréquemment pour croiser des données nominales.

Données nominales

Les données nominales déterminent la discrétisation spatiale. Objets spatiaux et valeurs attributaires ne peuvent donc pas être considérés indépendamment comme dans le cas de valeurs cardinales ou ordinales. Veregin cite l'exemple de données du recensement de la population qui n'influe pas sur le découpage des unités de recensement, tandis que les types de végétation déterminent les limites des types de végétation [Veregin, 1995]. La propagation des erreurs thématiques dans des modèles utilisant ce type de données affecte aussi bien les composantes thématiques que les composantes spatiales des résultats [Veregin, 1995].

Dépendance et indépendance statistique des erreurs

La propagation d'erreur varie selon si les erreurs des couches cartographiques initiales sont dépendantes ou indépendantes des erreurs des autres couches cartographiques initiales. Cette dépendance se manifeste par une coïncidence spatiale des erreurs entre les couches [Veregin, 1995].

Superposition cartographique par l'opérateur ET

MacDougall proposa un modèle pour calculer la probabilité p_c d'obtenir une valeur exacte à partir d'une superposition cartographique utilisant un opérateur logique ET [Mac Dougall, 1975] :

- si les couches sont corrélées, la probabilité de l'exactitude du résultat (p_c) est proche de celle de la couche la moins exacte (p_i) puisque l'inexactitude des limites de cette dernière tend à recouvrir celle des couches moins incertaines, soit :

$$p_c = \min(p_i)$$

avec $i = 1, n$ (n étant le nombre de couches cartographiques initiales)

- si les couches ne sont pas corrélées, la probabilité d'exactitude de la couche cartographique déduite est plus faible, elle équivaut au produit de la probabilité d'exactitude p_i de toutes les couches initiales :

$$p_c = \prod_{i=1}^n p_i$$

Comme le souligne Veregin, l'inconvénient de cette méthode est qu'elle ne tient pas compte du degré de corrélation spatiale des erreurs d'une couche à l'autre. Newcomer et Szajgin ont proposé un modèle de propagation d'erreurs pour surmonter cette insuffisance [Newcomer et Szajgin, 1984] cité dans [Veregin, 1995]. Ce modèle utilise des probabilités conditionnelles. Par exemple, la probabilité de l'exactitude du résultat du croisement de la couche 1 avec la couche 2, possédant respectivement une probabilité d'exactitude de p_1 et p_2 , est telle que :

$$p_c = p_{1 \cap 2} = p_1 p_{2|1}$$

avec $p_{2|1}$ probabilité d'exactitude de la couche 2 sur les localisations où la couche 1 est exacte. En généralisant [Veregin, 1995] :

$$p_c = p_1 p_{2|1} \prod_{i=3}^n p_{i|1 \cap 2 \dots \cap i-1}$$

Ainsi, plus le nombre de couches cartographiques initiales est élevé plus l'erreur du résultat est forte.

La probabilité d'exactitude minimale du résultat est telle que :

$$p_{c_{\min}} = \max \left(0 ; 1 - \sum_{i=1}^n q_i \right)$$

avec q_i : probabilité d'erreur sur la couche cartographique i : $q_i = 1 - p_i$

Superposition cartographique par l'opérateur OU

La propagation d'erreur est moins importante avec OU qu'avec ET. En effet, l'opérateur OU nécessite que seulement une localisation soit exacte dans l'une des couches cartographiques initiales pour qu'elle soit exacte dans la couche de résultat [Veregin, 1995]. Ainsi, plus il y a de couches initiales, moins l'erreur est forte.

Veregin a écrit l'équation de calcul de la probabilité de l'exactitude du résultat en fonction de la probabilité d'erreur des couches initiales :

$$p_c = 1 - q_{1 \cap 2 \cap \dots \cap n} = 1 - q_1 q_{2|1} \prod_{i=3}^n q_{i|1 \cap 2 \dots \cap i-1}$$

avec q_i : probabilité d'erreur sur la couche cartographique i

La probabilité d'exactitude du résultat ne peut pas être inférieure à celle de la couche la plus exacte :

$$p_c \geq \max(p_i)$$

D'autre part, l'exactitude du résultat diminue en fonction de la corrélation spatiale des erreurs entre les différentes couches initiales [Veregin, 1995].

Nouvelles approches pour évaluer la propagation d'erreur dans un modèle de données nominales

Veregin démontre que ces équations ne sont adaptées qu'à des couches multinomiales représentées par plus de deux valeurs [Veregin, 1995]. En effet, pour des couches binomiales (fréquemment utilisées dans ce type d'opération), les erreurs initiales peuvent être masquées, dans le modèle de propagation d'erreurs, par le croisement cartographique. Veregin propose une méthode basée sur la propagation du CEM (Matrice d'Erreur de Classification, ou matrice de confusion) et non pas sur la propagation de l'indice obtenu à partir de cette matrice (indice PCC). Il aboutit ainsi à de meilleurs résultats dans l'estimation de l'erreur ainsi qu'à une distinction de l'erreur relative à chaque classe.

Ensembles flous et logique booléenne

Dans le tri de données ou l'overlay, on utilise implicitement le fait que la description de l'ensemble A inclue tous les individus de cet ensemble. Cependant les classifications rigides ne permettent pas toujours d'inclure tous les cas : ainsi, dans une classification pédologique, certains sols ne présentent pas toutes les caractéristiques du type. Sur une carte, des points sont compris dans une certaine aire pédologique mais leurs caractéristiques ne sont pas uniformes : elles varient autour d'un *concept central bien défini* pour certains points et moins bien pour d'autres [Burrough, 1986].

Les doutes sont liés à des problèmes d'erreurs en déterminant la valeur du critère discriminant (celui qui permet d'affecter un individu à une classe) et à des problèmes de variations locales internes à l'unité de base cartographique qui entraîne que l'ensemble des points d'observation est moins homogène que celui des points de classification.

Soit deux cartes X et Y à partir desquelles on évalue l'expression logique [Burrough, 1986] :

$$U = f(A, B)$$

où A est une ensemble de mailles de X et B un ensemble de mailles de Y, A et B sont des ensembles avec un concept central bien défini mais qui contiennent des impuretés. Une procédure consiste à rechercher non seulement les sites topologiquement corrects mais aussi à examiner ceux qui sont proches du concept central. La simple logique booléenne est incapable de résoudre ce problème, il faut recourir à la théorie des ensembles flous [Burrough, 1986].

Supposons que A contient 20 % de mailles impures et que B en contient 10 %. Une combinaison booléenne ($U = A \cap B$, par exemple) donnera la proportion d'impuretés dans U mais nous ne saurons pas lesquelles. En théorie des ensembles flous, une fonction d'appartenance est définie pour exprimer le degré avec lequel une maille ou une surface appartient à un ensemble. Cette fonction est très utile pour modéliser des expressions vagues ou des impuretés cartographiques. L'approche par les ensembles flous permet d'utiliser des notions peu précises, hiérarchiques (« beaucoup », « moyennement » ou « peu ») bien adaptées aux problèmes de croisement cartographique dans l'évaluation des ressources.

Considérons une maille CELL de U, si A correspond au « concept » ou la classe cartographique de toutes les mailles correspondant à A alors la fonction d'appartenance de la maille CELL dans l'ensemble A peut être notée $f_A(\text{CELL})$. Le terme $f_A(\text{CELL})$ représente le poids de A dans l'allocation de la maille CELL. Etant donné le nombre de classes conceptuelles A, B, C, ...Z (représentant plusieurs couches dans une superposition cartographique), il est possible d'identifier chaque maille en donnant une fonction d'appartenance pour chaque overlay [Burrough, 1986] :

$$D = (f_A(\text{CELL}), f_B(\text{CELL}) \dots f_Z(\text{CELL}))$$

La similarité de 2 mailles peut être obtenue comme fonction des différences dans la fonction d'appartenance de 2 individus en correspondance avec les classes conceptuelles. Prenons T classes de concept, la distance floue entre les mailles CELL' et CELL'' peut être calculée par :

$$d(\text{CELL}', \text{CELL}'') = \sum (f_X(\text{CELL}') - f_X(\text{CELL}''))$$

ANNEXE 4 : Fonctions d'analyse spatiale implantées dans des SIG

La classification que nous présentons ici est celle de Tomlin [Tomlin, 1990].

1 - Fonction locales

1.1 - Fonctions sur une seule couche cartographique

* fonctions de réaffectation (*localrating*) (*reclass*, *slice* sous ARC/INFO) : cette fonction est fréquemment utilisée dans le domaine de l'eau, elle permet par exemple d'opérer une discrétisation sur des données continues ou de changer la discrétisation de données discrètes (classes d'aptitude, classes de temps de transfert...),

* fonctions utilisant une valeur numérique : par exemple, soustraire toutes les valeurs par une autre valeur (*localdifference*), ou extraire le maximum d'une couche cartographique (*localmaximum*), il est par exemple possible d'extraire le dénivelé sur une carte d'altitude en soustrayant toutes les valeurs de la valeur minimale de la carte : le résultat sera non pas une altitude mais une différence d'altitude par rapport au niveau de base ;

* fonctions trigonométriques (*localcosine*, *localtangent*, *localarccosine*...) : utilisées pour les variations cycliques dans le temps et/ou l'espace (activité biologique, sociale, climatologie, géomorphologie...).

* autres fonctions : valeur absolue, exponentielle...

1.2 - Fonctions sur plusieurs couches cartographiques

* affecter une nouvelle valeur issue d'une maille d'une couche A à une maille d'une couche B (*localrating*)

* affecter une valeur unique à chaque combinaison (*localcombination*) pour conserver l'information sur l'origine du calcul ce qui revient à un produit cartésien ; par exemple, une valeur 1 d'une couche A croisée avec une valeur 2 d'une couche B et une valeur 2 de la couche A croisée avec une valeur 1 de la couche B doivent pouvoir donner dans la couche résultat C deux valeurs différentes ; dans le domaine de l'eau, cette fonction peut être utile pour retrouver la combinaison initiale, comme par exemple dans le croisement de données qualitatives lorsque l'on effectue une typologie en fonction de la végétation, du sol, de la pente par exemple, il est préférable de retrouver les informations d'origine dans la valeur de la combinaison ;

* affecter la diversité qui existe sur plusieurs couches en chaque localisation (*localvariety*) : utilisation par exemple pour une série temporelle de couches représentant les valeurs d'occupation du sol afin de connaître les zones où cette occupation a le plus varié au cours du temps, ceci permet d'extraire par exemple sur un bassin versant les zones les plus soumises à des variations temporelles ;

* affecter la valeur la plus (ou la moins) fréquente sur différentes couches : *localmajority* (*localminority*) ; par exemple, à partir de différentes cartes l'aptitude à l'assainissement individuel classées de 1 à 4, sortir une carte d'aptitude générale qui donne les zones où 1 apparaît le plus souvent (les zones qui satisfont le mieux à certains critères) ;

* affecter la valeur la plus (ou la moins) forte valeur à une nouvelle couche à partir de plusieurs couches d'entrée ; par exemple, pour connaître l'aptitude la plus forte à l'assainissement individuel contenue dans les différentes couches d'entrée (dans ce cas, l'utilisateur est moins exigeant : il lui suffit de savoir si une seule couche satisfait au mieux à l'un des critères) ;

* affecter des valeurs résultant d'opérateurs arithmétiques comme *, +, -, /, nous avons utilisé ce type de fonction pour calculer la vitesse de Darcy à partir de trois couches cartographiques : perméabilité, porosité efficace et gradient hydraulique ;

* autres fonctions : écart type... Nous utilisons, par exemple, le logarithme népérien de la surface drainée par un point sur la pente topographique en ce point pour obtenir un indice topographique.

2 - Fonctions focales

2.1 - Fonctions focales de voisinage immédiat

Ces fonctions utilisent, dans le calcul, les quatre ou huit localisations adjacentes à la localisation traitée.

Les fonctions qui exploitent les variations des valeurs dans un voisinage immédiat du point de calcul, servent à distinguer entre différents types de transition en qualité ou intensité : *FocalVariety*, *FocalInsularity*, *FocalPercentile*...

Focalpercentile permet de calculer le pourcentage de voisins dont les valeurs sont inférieures à celle de la localisation traitée. Cette fonction est utile en hydrologie pour sortir les sommets du relief.

Focalinsularity : les localisations voisines et partageant une même valeur sont affectées à une valeur unique, ceci permet de reconnaître des blocs contigus de valeurs et ainsi d'identifier des insularités. Cette fonction est utilisée pour construire des « taches » : une tache est un ensemble de points adjacents présentant une valeur identique. Les taches sont utilisées par exemple pour décrire les formes d'une occupation du sol et caractériser ainsi un type de paysage, typologie qui peut être utile ensuite pour l'analyse de la sensibilité du paysage à un changement d'échelle comme nous le verrons plus loin.

Les fonctions qui caractérisent les voisins en terme de valeur typique servent à adoucir les transitions en qualité ou quantité : *FocalRating*, *FocalMajority*, *FocalSum*... Ces fonctions permettent notamment de filtrer les pixels présentant une valeur différente de tous leurs voisins et d'effectuer ainsi un « lissage ». Les fonctions qui caractérisent les voisins en terme de valeur atypique servent à accentuer ces transitions : *FocalMinority*, *FocalMaximum*... Ces fonctions sont du ressort de la morphologie mathématique et correspondent par exemple à l'érosion et à la dilatation.

Parmi les fonctions de voisinage immédiat, Tomlin distingue celles qui tiennent compte de la localisation exacte des valeurs parmi les voisins [Tomlin, 1990] : en haut à gauche, en bas... Certaines de ces fonctions permettent d'extraire les linéaments : *IncrementalLinkage* et *IncrementalLength*. D'autres permettent de calculer des valeurs topographiques :

- * *IncrementalSlope* : pente,
- * *IncrementalAspect* : orientation de la pente,
- * *IncrementalDrainage* : direction des mailles possédant une valeur supérieure à la maille traitée, ce qui est utile pour obtenir la provenance de l'écoulement.

2.2 - Fonctions focales de voisinage étendu

Ces fonctions utilisent un ensemble de localisations à une distance et/ou une direction spécifiée par rapport à la localisation traitée.

FocalCombination, *FocalInsularity*, *FocalMajority*, *FocalMaximum*, *FocalMean*, *FocalMinimum*, *FocalMinority*, *FocalPercentage*, *FocalPercentile*, *FocalProduct*, *FocalRanking*, *FocalSum* et *FocalVariety* peuvent ici aussi être utilisées mais en spécifiant une valeur de « distance ».

Avec ces fonctions de voisinage étendu, il est possible d'utiliser une taille variable pour la fenêtre d'analyse en précisant le nom d'une couche contrôlant la valeur de cette distance ou de la direction dans l'espace. Par exemple, la recherche d'une zone d'habitat en bordure de voies de communication peut être poussée plus ou moins loin en fonction de la taille de la route. Autre exemple : le vent influençant la pollution atmosphérique, la recherche de zones vulnérables à proximité d'une activité à risque de pollution accidentelle peut être déformée en fonction de la direction des vents dominants.

D'autres fonctions sont utilisées pour l'interpolation :

FocalProximity : calcul de la distance planaire séparant chaque point de valeur inconnue et le point le plus proche de valeur connue, s'il n'y a pas de point pourvu d'une valeur alors une nouvelle valeur égale à la distance est affectée. En classant ces valeurs, on obtient les zones d'équidistance ou « zones tampons » autour de points (ce peut être des puits d'alimentation en eau par exemple) ou « zones de garde » autour d'arcs (fréquemment utilisées autour des cours d'eau).

FocalBearing est du même type que la précédente mais les nouvelles valeurs de chaque point indiquent la direction (et non la distance) du point le plus proche dans la couche origine.

FocalNeighbor : dans cette fonction ce n'est ni la distance ni la direction mais la valeur du point le plus proche et de valeur connue qui est affectée. Cette méthode est similaire à celle des polygones de Thiessen. Elle peut être utile par exemple pour lier à chaque habitation en milieu rural, le captage d'eau potable le plus proche.

FocalGravitation : la valeur d'un point inconnu résulte de la combinaison de la valeur de différents points connus par une interpolation tenant compte de la distance par rapport aux points mesurés, l'influence d'un point mesuré sur une localisation quelconque est ici inversement proportionnelle au carré de sa distance :

$$v = \frac{\sum \frac{val_{connues}}{dist_{connues}^2}}{\sum \frac{1}{dist_{connues}^2}}$$

avec : $val_{connues}$ valeurs aux points connus

$dist_{connues}$ distances des points connus par rapport au point calculé v

ANNEXE 5 : Variation de l'entropie du MNT du Renaison en fonction de l'agrégation en soustrayant la variabilité spatiale d'amplitude régionale

La variabilité spatiale se manifeste à plusieurs échelles pour l'altimétrie de la région considérée. Des phénomènes différents se produisent à différentes échelles : morphologie régionale de plaine d'effondrement sédimentaire (plaine roannaise) et de horst (Monts de la Madeleine) responsable du modelé à l'échelle kilométrique, morphologie intermédiaire générée par la précédente qui est responsable de la dissection du relief entre la surface sommitale aplanie des Monts de la Madeleine et la plaine roannaise d'ordre hectométrique, morphologie d'échelle plus locale due aux héritages péri-glaciaires notamment d'ordre métrique à hectométrique.

La pente régionale d'ouest en est a été soustraite afin d'éliminer la morphologie régionale qui est peu sensible à l'agrégation mais qui peut « polluer » l'analyse de l'entropie. N'ayant à notre disposition qu'Arc/Info (des outils de krigeage universel auraient certainement donné de meilleurs résultats), nous avons utilisé « surface de tendance » correspondant à un polynôme d'ordre 1 à 10 minimisant l'écart quadratique moyen entre cette surface et les valeurs ponctuelles. Cette surface de tendance est soustraite aux valeurs d'altitude et le résultat est employé pour l'analyse d'entropie.

Cette transformation permet de mieux discriminer les différents types de relief et notamment pour les régions de plateaux (régions n°1 et n°2) qui apparaissent plus fortement similaires (cf. figure ci-dessous).

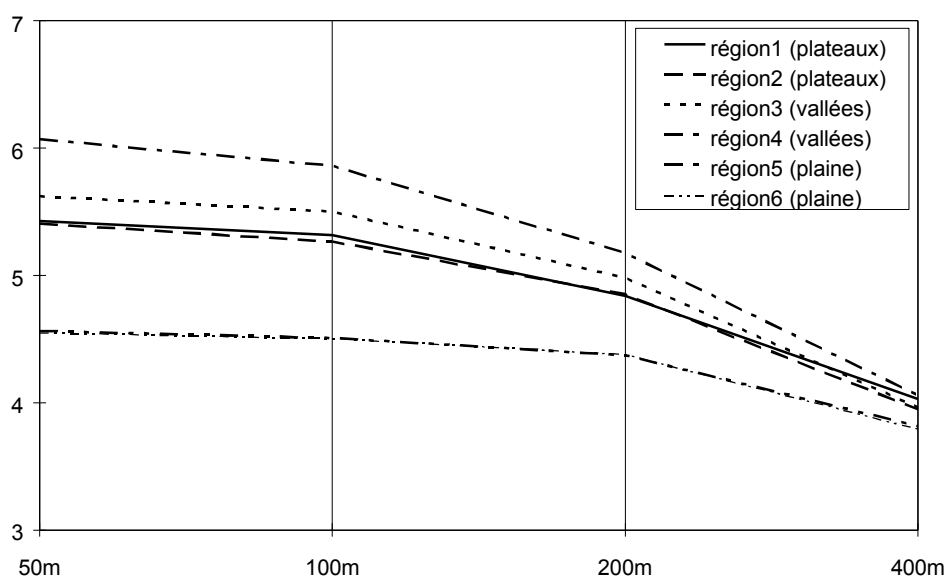


Figure 58 : indice de Shannon en fonction de la résolution spatiale après soustraction de la tendance régionale

ANNEXE 6 : Présentation du modèle hydrologique semi-distribué

TOPMODEL

TOPMODEL est conçu comme **trois réservoirs en série** qui se remplissent lorsque les précédents « débordent » (cf. Figure 59) :

- réservoir de la zone racinaire,
- réservoir de la zone non saturée, la capacité au champ dans ce stockage d'infiltration doit être dépassée pour que l'écoulement atteigne la zone saturée
- réservoir de la zone saturée.

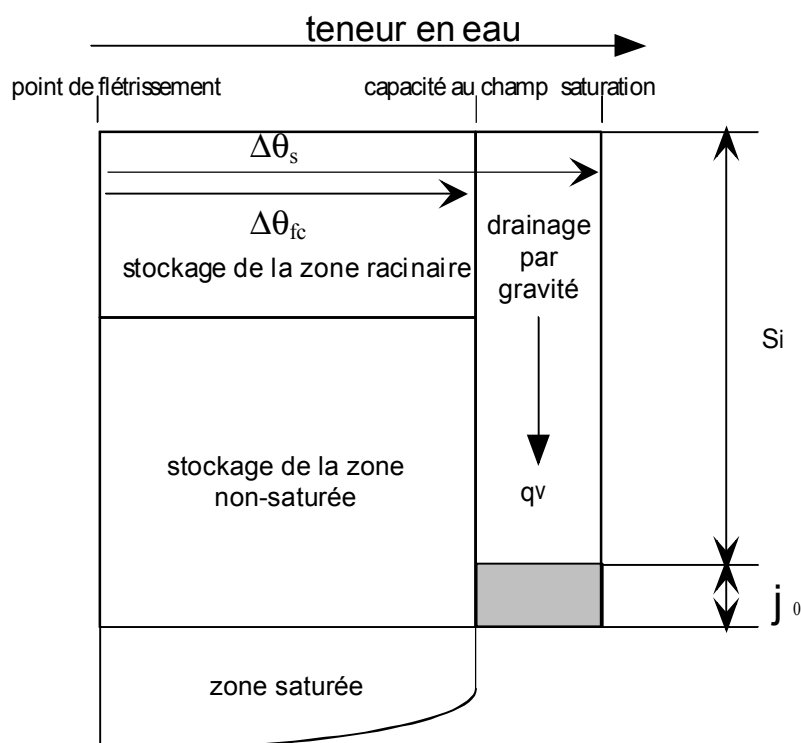


Figure 59 : Eléments de stockage dans TOPMODEL

(d'après [Beven et al., 1995])

Le déficit de stockage S_i , au point i considéré, est [Beven et al., 1995] :

$$S_i = (\theta_s - \theta_{fc}) (z_i - \varphi_0) = \Delta\theta_1 (z_i - \varphi_0)$$

avec : z_i profondeur de la nappe au point i considéré (en m)

φ_0 épaisseur de la frange capillaire (en m)

θ_s teneur en eau à saturation et θ_{fc} teneur en eau à capacité au champ

$\Delta\theta_1$ porosité de drainage

La zone saturée est la plus lente à répondre [Kirkby, 1975]. Ainsi, les auteurs de TOPMODEL ont fait le choix de simplifier les calculs des stockages rapides en les modélisant par des relations linéaires tandis que le stockage en zone saturée est représenté par une relation non linéaire [Beven et al., 1995].

Modélisation des flux en zone racinaire

TOPMODEL modélise l'évapotranspiration réelle grâce à un réservoir **SRmax** correspondant à la zone racinaire. Cette évapotranspiration réelle E_a est calculée par la loi suivante [Beven et al., 1995] :

$$E_a = E_p \left(1 - \frac{S_{rz}}{S_{r \max}} \right)$$

avec : E_p évapotranspiration potentielle (en m)
 S_{rz} déficit de stockage en eau dans la zone racinaire (en m),
 $S_{r \max}$ déficit de stockage en eau maximal (en m), tel que :

$$S_{r \max} = z_{rc} (\theta_{fc} - \theta_{wp}) = z_{rc} (\Delta\theta_2)$$

avec : z_{rc} profondeur des racines (en m)
 θ_{wp} teneur en eau au point de flétrissement

Lorsque le réservoir de la zone racinaire est plein et que les pluies brutes dépassent l'évapotranspiration potentielle, cette zone produit un flux qui migre en surface ou en profondeur suivant l'état du réservoir de la zone non saturée.

Ce paramètre SRmax est important dans la calibration du modèle.

Modélisation du flux en zone non saturée et en zone saturée

TOPMODEL repose sur une 3^{ème} hypothèse : **la distribution de la transmissivité en profondeur est une fonction exponentielle du déficit de stockage** (ou de la profondeur de la nappe) :

$$T = T_0 e^{-S/m}$$

avec : T_0 transmissivité latérale lorsque le sol est juste saturé (m^2/h)
 S déficit de stockage local (m)
 m paramètre du modèle (m)

en terme de profondeur de nappe cela donne :

$$T = T_0 e^{-fz}$$

avec : z profondeur locale de la nappe souterraine (m)
 f paramètre du modèle (m^{-1})

les paramètres m et f sont liés par la relation : $f = \Delta\theta_1/m$

Le paramètre **m** est proportionnel à l'épaisseur du sol participant à l'écoulement du bassin versant : une faible valeur de m et une forte valeur de T_0 génèrent un sol peu profond mais très transmissif.

Cette troisième hypothèse repose elle-même sur l'**hypothèse de la décroissance exponentielle de la perméabilité K du sol avec la profondeur**. Ce phénomène est observé dans la nature et s'explique par l'action des organismes végétaux et animaux ou par le travail des hommes (labours...) qui « aèrent » le sol et augmentent ainsi la perméabilité vers la surface, en profondeur ces actions diminuent et le tassement augmente [Brakensiek et Rawls, 1988], [Skaggs et Khaleel, 1982] et [Pilgrim et Cordery, 1992]. Ce phénomène a été observé notamment par Taha et Grésillon sur un versant d'amphibolites altérées : la perméabilité très forte à proximité de la surface (100 mm/h) décroît de façon exponentielle avec la profondeur

[Taha et Grésillon, 1994]. Cette décroissance exponentielle de la perméabilité avec la profondeur est représentée par l'équation suivante :

$$K_{z_i} = K_0 * e^{-z_i/m} \quad (1)$$

avec : K_{z_i} perméabilité à saturation à la profondeur z_i

z_i profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol à la maille i considérée (en m)

K_0 perméabilité à saturation à la surface du sol (supposée constante dans l'espace)
(en m/h)

m pente de la décroissance exponentielle de K avec la profondeur (supposée constante dans l'espace) (en m)

La perméabilité K est donc supposée isotrope et seulement fonction de la profondeur.

La paramètre z_i peut être remplacé par le déficit en eau S_i . Ce déficit équivaut à la profondeur à laquelle se trouverait la nappe si le sol avait une porosité de 1 ou à la lame d'eau qu'il faudrait introduire dans le sol pour le saturer [Wendling, 1992].

Ainsi, l'équation (1) peut s'écrire :

$$K_{S_i} = K_0 * e^{-S_i/m} \quad (2)$$

avec : K_{S_i} perméabilité à saturation à la profondeur équivalente à un déficit S_i

L'écoulement de l'eau en zone non-saturée est supposé vertical et alimenter uniquement la nappe sous-jacente par drainage vertical. Le taux de transfert Q_v est proportionnel à la perméabilité à la profondeur équivalente S_i :

$$Q_{v_i} = c_i * K_{S_i} = c_i * K_0 * e^{-S_i/m} \quad (3)$$

avec : c_i surface de transfert de la maille i (en m^2)

Q_{v_i} débit de transfert de la zone non saturée vers la zone saturée dans la maille i
(en $m^3.h^{-1}$)

L'écoulement latéral dans la nappe souterraine est déterminé par la loi de Darcy :

$$Q_{b_i} = T_i * \tan \beta_i \quad (4)$$

avec : Q_{b_i} débit latéral souterrain à la maille i (en $m^3.h^{-1}$)

T_i transmissivité de la zone saturée à la maille i (en $m^2.h^{-1}$)

$\tan \beta_i$ gradient hydraulique à la maille i

Or, comme la transmissivité d'une nappe souterraine est égale à l'intégrale de la perméabilité sur l'épaisseur de la nappe :

$$T_i = \int_{S=S_i}^{S=p} K(s) ds \quad (5)$$

avec : p profondeur du plancher de la nappe (en m)

$$(2) \text{ et } (5) \Rightarrow T_i = T_{S_i} = \int_{S=S_i}^{S=p} K_0 * e^{-S/m} ds = K_0 * m * [e^{-S/m}]_{S=S_i}^{S=p} = K_0 * m * e^{-S_i/m}$$

en supposant p suffisamment profond par rapport à S_i

Si T_0 est la transmissivité à saturation à la surface du sol calculée sur l'épaisseur de la zone saturée :

$$T_0 = K_0 * m$$

alors :

$$T_i = T_0 * e^{-S_i/m}$$

L'hypothèse d'un écoulement en régime permanent suppose que durant le pas de temps de calcul en chaque maille i du bassin versant, le volume entrant soit égal au volume sortant. Or, le débit entrant dans la nappe souterraine en une maille i est :

$$Q_i = r * a_i$$

avec : Q_i débit souterrain entrant dans la maille i (en m^3/h)

r taux de recharge de la nappe souterraine (supposé constant dans l'espace) (en $m.h^{-1}$)

a_i surface drainée par la maille i (en m^2)

Avec l'hypothèse d'un régime permanent, le débit sortant latéralement de la maille i , Qb_i selon Darcy, est :

$$Qb_i = T_{S_i} * \tan \beta_i = Q_i = r * a_i$$

$$\Leftrightarrow \tan \beta_i * T_0 * e^{-S_i/m} = r * a_i$$

$$\Leftrightarrow r = \frac{T_0 * \tan \beta_i}{a_i} * e^{-S_i/m}$$

$$\Leftrightarrow e^{-S_i/m} = \frac{r * a_i}{\tan \beta_i * T_0}$$

Ainsi, le déficit local S_i est :

$$S_i = -m * \ln \left(\frac{r * a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) \quad (6)$$

Le déficit moyen S sur l'ensemble du bassin versant est donné par :

$$\begin{aligned} S &= \frac{1}{A} \int_0^A S_i di = \frac{1}{A} \int_0^A -m * \ln \left(\frac{r * a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) di \\ \Rightarrow S &= \frac{-m}{A} \left[\int_0^A \ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) di + \int_0^A \ln(r) di \right] \end{aligned}$$

avec : A aire totale du bassin versant (en m^2)

Comme r est supposé constant dans l'espace (ce modèle suppose donc que les mailles saturées se rechargent aussi) :

$$\Rightarrow S = \frac{-m}{A} \int_0^A \ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) di - m * \ln(r) \quad (7)$$

or d'après (6) :

$$S_i = -m \left[\ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) + \ln(r) \right] \quad (8)$$

d'où en combinant (7) et (8) :

$$S = S_i + m * \ln \frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} - m * \frac{1}{A} \int_0^A \ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) di$$

$$\Rightarrow S_i = S + m * \left[\Psi - \ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) \right] \quad (9)$$

avec : Ψ moyenne spatiale de l'indice $\ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right)$

cet indice est appelé **indice géo-topographique** ou indice de Beven.

L'écart entre le déficit local S_i et sa moyenne S , à chaque pas de temps, est donc fonction de l'écart entre l'indice géo-topographique et sa propre moyenne.

Ainsi, pour obtenir le déficit local S_i , il est nécessaire de connaître :

- la valeur de l'indice géo-topographique (constant dans le temps) : calculable en tout point par traitement du Modèle Numérique de Terrain (comme nous le verrons plus loin) ;
- la valeur du paramètre m (constant dans le temps) ;
- la valeur du déficit moyen S , à chaque pas de temps.

Obtention du déficit moyen S

A chaque pas de temps, S varie en fonction des entrées et des sorties.

Les sorties, dans le cas d'absence de ruissellement, sont constituées par Q_b , la somme du drainage des nappes dans les cours d'eau :

$$Q_b = \int_E Q_{b_i} di$$

avec E : ensemble des mailles en contact direct avec le réseau hydrographique.

$$Q_b = \int_E T_0 * \tan \beta_i * e^{-S_i/m} di$$

donc avec (9) :

$$Q_b = \int_E T_0 * \tan \beta_i * e^{\left(-S/m - \Psi + \ln \left(\frac{a_i}{T_0 * \tan \beta_i} \right) \right)} di = e^{-S/m} * e^{-\Psi} * \int_E a_i di$$

l'ensemble des surfaces drainées par les mailles en contact avec le réseau hydrographique est, par définition, égal à la superficie A du bassin versant.

$$Q_b = \left(A * e^{-\Psi} \right) * e^{-S/m}$$

en introduisant la variable Q_0 telle que : $Q_0 = A * e^{-\Psi}$

Alors :

$$Q_b = Q_0 * e^{-S/m}$$

Les entrées dans la nappe correspondent à la somme de ses recharges locales Q_{v_i} à partir de la zone non saturée :

$$Q_v = \int_0^A Q_{v_i} di = \int_0^A c_i * K_0 * e^{-S_i/m} di$$

avec : c_i surface d'une maille (en m^2)

S'agissant de mailles discrètes, nous pouvons écrire l'intégrale sous la forme d'une somme :

$$Q_v = K_0 * \sum_{i=1}^N \alpha_i * e^{-S_i/m}$$

avec : N nombre de mailles sur le bassin versant

A chaque incrémentation, le bilan de la nappe en hauteur d'eau équivalente peut s'écrire [Wendling, 1992] :

$$S_{t+1} = S_t + \frac{Q_{b_t} - Q_{v_t}}{A} \quad (10)$$

avec : t indice de pas de temps

Afin de résoudre l'équation (9), donnant le déficit local à chaque pas de temps, il est nécessaire de connaître S , déficit moyen, à $t=0$. Pour l'initialisation du modèle, les auteurs de TOPMODEL font l'hypothèse suivante : à $t = 0$, le débit initial est un débit purement alimenté par les nappes souterraines et aucun ruissellement ne se produit. Ceci correspond donc à une période sans précipitations importantes. Alors :

$$Q_{\text{initial}} = Q_b \Rightarrow Q_{\text{initial}} = Q_0 * e^{-S_{\text{initial}}/m} \Rightarrow S_{\text{initial}} = -m * \ln\left(\frac{Q_{\text{initial}}}{Q_0}\right)$$

Ainsi, l'obtention de ce S_{initial} permet de calculer S_i à $t=0$ et donc d'en déduire Q_v et Q_b à $t=0$ et d'après (10) de calculer S_i à $t=1$ puis ainsi de suite pour chaque pas de temps en tout point i .

Débit disponible pour l'écoulement vers l'exutoire du bassin versant

Débit souterrain :

- débit de base Q_b

Il résulte du drainage latéral des nappes souterraines en contact avec le réseau hydrographique. Cet écoulement est continu car il est produit par une vidange lente du réservoir de la zone saturée. C'est cet écoulement qui maintient le débit des rivières en période sèche. Trois types de débit sont produits par ruissellement, ces écoulements sont discontinus dans le temps car ils ne se produisent que lors de situations météorologiques assez particulières: précipitations de forte intensité généralement assez brèves ou précipitations de faible ou moyenne intensité mais sur de longues périodes présentant une faible évapotranspiration.

Débit de ruissellement :

- débit hortonien

Le ruissellement hortonien (décrit par Horton) est généré par une pluie trop intense par rapport à la capacité d'infiltration. Ce phénomène peut ainsi se produire sur un sol sec dont la perméabilité en surface est réduite. TOPMODEL intègre un module facultatif de production de

débit hortonien. Les perméabilités à la surface du sol sont élevées en pays tempéré (de l'ordre de 10 à 100 m.h⁻¹) ce qui rend ce phénomène très rare [Wendling, 1992]. En zone inter-tropicale, les phénomènes d'encroûtement génèrent fréquemment des ruissellements de type hortonien [Lamachère et Puech, 1995].

- débit de refus d'infiltration en zone non saturée

Ce phénomène se produit lorsque la zone non saturée se remplit et que le débit de transfert vers la zone saturée Q_v est insuffisant par rapport aux entrées. D'après Wendling, « ce mode de production est assez marginal et confiné dans la frange de pixels ayant une valeur de l'indice hydro-topographique [que nous nommons indice géo-topographique] immédiatement inférieure à la valeur qui va produire la saturation au moment considéré » [Wendling, 1992].

- débit de saturation

Il est produit par toutes les surfaces dont le déficit local de saturation, S_i , devient négatif ou nul. Ces zones correspondent à une apparition de la nappe souterraine en surface, ce phénomène est fréquent en région humide. Les pluies tombant sur ces zones sont instantanément transmises aux cours d'eau.

Transfert dans le réseau hydrographique du débit à l'exutoire

Les auteurs de TOPMODEL ont intégré un algorithme de transfert pour tenir compte du retard introduit par l'écoulement dans le réseau hydrographique. Ce calcul dépend de la taille du bassin versant et du pas de temps.

Pour des raisons de rapidité de calcul et de paramétrage du modèle, les auteurs ont utilisé une fonction linéaire simple en supposant une vitesse d'écoulement constante. Le temps de retard est calculé selon la formule suivante :

$$\text{retard} = \sum_{i=1}^N \frac{x_i}{v \tan \beta_i}$$

avec x_i longueur du $i^{\text{ème}}$ segment (en m) et $\tan \beta_i$ pente du $i^{\text{ème}}$ segment du réseau comprenant un total de N segments
 v vitesse (en m.h⁻¹) supposée constante.

Pour être significatif, ce retard doit être supérieur ou égal au pas de temps.

Calibration du modèle

TOPMODEL utilise volontairement peu de paramètres car les observations de séquences de pluie-débit permettent de calibrer 4 ou 5 paramètres tout au plus [Kirkby, 1975] et [Horneberger et al., 1985].

L'interprétation de modèles calibrés peut être difficile puisque [Beven, 1986] :

- la calibration de la valeur des paramètres peut compenser les erreurs dans la structure du modèle,
- différents ensembles de paramètres peuvent donner des simulations acceptables à partir de valeurs plausibles.

Par conséquent, les auteurs de TOPMODEL préfèrent rejeter le concept d'un optimum unique de valeurs de paramètres, ils utilisent plutôt le concept d'équifinalité des paramètres : il peut y avoir plusieurs optima de valeurs.

Trois ou quatre paramètres « critiques » contrôlent la réponse :

- **f** paramètre de la zone saturée en m^{-1} ou **m** suivant la formulation (en m),
- **T₀** transmissivité à saturation à la surface du sol (en $m.h^{-1}$),
- **SRmax** déficit maximum en saturation de la zone racinaire (en m),
- **v** vitesse d'écoulement dans le réseau hydrographique (en $m.h^{-1}$) (pour les grands bassins versants, où le retard dû à l'écoulement dans le réseau hydrographique peut avoir une influence).

Le paramètre **m** est très important pour la simulation. Il peut être mesuré par une analyse de la courbe de tarissement de l'inverse du débit en fonction du temps, après une pluie. Cela nécessite d'avoir de bonnes mesures du débit à l'exutoire et de la précipitation d'origine.

L'interprétation physique du paramètre **T₀** est difficile. En effet, sur les nombreux bassins étudiés dans la littérature, la calibration des modèles a abouti à prendre des valeurs très élevées de **T₀**, ce paramètre contrôlant le débit de la nappe. Les auteurs expliquent cela par deux raisons (Beven et al., 1995) :

- la transmissivité latérale peut être plus élevée que ne le laissent croire les mesures ponctuelles de perméabilité verticale car il existe des écoulements préférentiels produits par l'action des organismes (terriers, racines...) ou par une fissuration de la roche mère (diaclasses dans les roches cristallines ou cristallophylliennes). En simulant un écoulement souterrain par la loi de Darcy, il est nécessaire d'augmenter les valeurs de **T₀** de façon à avoir une réponse réaliste sinon nous obtiendrions un sol saturé sur de longues périodes [Binley et Beven, 1991].
- les réponses rapides dans TOPMODEL sont gouvernées par la distribution de l'indice géo-topographique $\ln(a / T_0 * \tan b)$ (cf. paragraphe 9.2) qui explique le ruissellement sur certaines surfaces. Dans cet indice, la surface drainée (paramètre **a**) par la maille est supposée égale à toute la surface située à l'amont de cette maille jusqu'à la ligne de crête. En fait, cette surface est surestimée, surtout en période sèche, car la zone d'alimentation réelle des mailles est souvent plus réduite.

Pour compenser ces deux sources d'erreur, il est nécessaire d'augmenter les valeurs de **T₀**.

Données nécessaires

Séries temporelles

Pour constituer le fichier de données temporelles *inputs.dat*, il est nécessaire de posséder une chronique des précipitations, de l'évapotranspiration potentielle et des débits observés à l'exutoire (cette dernière série n'est utile que pour l'optimisation ou la validation des résultats de simulation).

Distribution de l'indice topographique

Pour constituer le fichier de morphologie du ou des sous-bassins versants *subcat.dat*, l'emploi d'un SIG raster s'avère très utile. Les valeurs de l'indice topographique de Kirkby $\ln(a/\tan\beta)$ peuvent être aisément cartographiées sur un SIG puis peuvent être exprimées sous forme de fréquences avec les aires associées à chaque classe de valeur de $\ln(a/\tan\beta)$.

Paramètres physiques de calage

Pour constituer le fichier de paramètres représentant les caractéristiques du bassin versant *params.dat*, il est nécessaire d'avoir des mesures de terrain ou des valeurs extrapolées à partir de la littérature :

SZM : paramètre de tarissement « m » qui peut être obtenu par l'inverse de la pente de la courbe de $1/Q$ (en h.m^{-1}) en fonction du temps (en h) après une pluie,

T0 : moyenne de $\ln(T_0)$ par sous-bassin, avec T_0 transmissivité latérale à saturation du sol en m^2/h ,

TD : délai temporel (en h) par unité de déficit de saturation tel que :

$$\text{QUZ} = \text{SUZ} / \text{SD} * \text{TD}$$

avec QUZ débit de drainage de la zone non-saturée, SUZ stockage de la zone non saturée, SD déficit de saturation

CHV : vitesse d'écoulement dans le chenal principal (en m.h^{-1})

RV : vitesse d'écoulement interne aux sous-bassins (en m.h^{-1}),

SRmax : déficit de stockage maximal de la zone racinaire ce qui correspond à la Réserve Utilisable (en m),

Q0 : débit initial à l'exutoire, débit observé du premier pas de temps (en $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$)

SR0 : déficit de stockage initial dans la zone racinaire, ne peut pas être supérieur à SRmax (en m)

INFEX : calcul optionnel de ruissellement hortonien

XK0 : perméabilité verticale au niveau de la surface du sol (en m.h^{-1}), cette perméabilité décroît exponentiellement avec la profondeur (*ne joue que si INFEX = 1*)

HF : constante de succion du front d'humidité (wetting front succion) (*ne joue que si INFEX = 1*)

DTH : correspond à la porosité efficace (*ne joue que si INFEX = 1*)

Discrétisation du bassin versant

Dans le cas où le bassin versant atteint une certaine taille, il est souhaitable de le discrétiser car les retards introduits par l'écoulement dans le réseau hydrographique peuvent ne pas être négligeables.

Le critère de discrétisation qu'ont choisi les auteurs du modèle sont les isochrones sur les cours d'eau, isochrones dont la valeur est égale à un multiple du pas de temps [Wendling, 1992]. A chaque pas de discrétisation des cours d'eau correspondra un sous-bassin versant sur lequel devra être calculé le transfert dans les trois réservoirs précédemment définis (zone racinaire, zone non saturée, nappe souterraine).

ANNEXE 7 : Opérations prises en charge par le SIG pour obtenir les entrées de TOPMODEL

Corrections préalables à apporter à un MNT

Un Modèle Numérique de Terrain est un maillage régulier ayant l'altitude pour attribut. Sur la zone d'étude, nous avons acquis, auprès de l'Institut Géographique National, un MNT (extrait de la « BD Alti ») d'une résolution spatiale horizontale de 50 mètres. Les valeurs attachées à chaque point correspondent à l'altitude moyenne sur un carré de 50 mètres de côté.

Un MNT « brut » est source d'artefacts pour modéliser l'écoulement. En effet, la technique d'échantillonnage et d'interpolation à l'origine de la création d'un MNT génère des cuvettes ou dépressions fermées représentées par une ou plusieurs mailles entourées par des voisines qui sont toutes d'altitudes supérieures. Ainsi, lors de la modélisation d'écoulements, les flux se dirigent vers ces « cuvettes » qui faussent le réseau hydrographique et la délimitation des bassins versants. Il s'agit donc de « remplir » ces cuvettes jusqu'à une altitude minimum leur permettant de trouver un exutoire parmi leurs voisines. Plusieurs algorithmes ont été conçus pour réaliser un MNT sans cuvette et pour modéliser les chemins d'écoulement de l'eau [Jenson et Domingue, 1988], [Mark, 1988], [Quinn, 1991], [Tarboton et al., 1991] et [La Berbera et al., 1993]. Cette procédure est incrémentale puisqu'en remplissant une cuvette, l'algorithme peut en créer une nouvelle sur les mailles contiguës, le traitement doit donc se reproduire jusqu'à ce que toutes les cuvettes soit remplies.

Ces fonctions ont été implantées sur ARC/INFO et cette tâche est automatique. Elles suivent les étapes suivantes :

- Construction d'un grid des directions d'écoulement : ce grid est produit par la sélection des directions de plus grande pente pour chaque maille.

Le calcul de la plus grande pente en chaque maille s'effectue par balayage du grid, l'algorithme soustrait l'altitude de chaque maille à ses huit voisines et divise cette valeur par la distance entre les mailles.

Cette distance n'est pas constante : elle est égale à la résolution a pour les mailles en position cardinale et à $(a\sqrt{2})$ pour les mailles en position diagonale.

Cela se traduit dans le calcul de la pente :

$$\begin{aligned} \tan b &= [(alt A - alt B) / a] && \text{pour les mailles en position cardinale} \\ \tan b &= [(alt A - alt B) / (\sqrt{2} * a)] && \text{pour les mailles en position diagonale} \end{aligned}$$

avec : $\tan b$ pente entre la maille A et la maille B
 a longueur du côté de la maille

Ensuite, l'algorithme sélectionne parmi les huit pentes calculées, la pente la plus forte et sa direction est affectée à la maille traitée. Ceci correspond à la fonction *IncrementalSlope*

définie par Tomlin (1990) et aux fonctions *Aspect* et *Flowdirection* (selon le mode de codage et certaines particularités) dans ARC/INFO ou *r.slope.aspect* dans GRASS.

32	64	128
16		1
8	4	2

Figure 60 : Principe du codage de la fonction *Flowdirection* d'ARC/INFO

Dans la figure ci-dessus, si la direction de plus grande pente est vers le nord-ouest, la valeur 32 sera affectée à la maille centrale. Dans le cas où il y ait deux directions de plus grande pente (pentes égales), une valeur égale à la somme des deux directions est affectée à cette maille. Par exemple, pour des directions Est et Sud, cela donne une valeur de 5.

- Trouver les dépressions : par fonction de voisinage, il est possible sur un SIG raster, d'extraire les mailles dont la valeur est inférieure à toutes les mailles voisines. Les mailles présentant cette propriété sont ainsi sélectionnées comme des dépressions. De plus, afin de permettre de modéliser l'écoulement de surface, il convient de sélectionner comme dépressions les mailles ayant des directions d'écoulement ambiguës comme les directions multiples que nous avons vues précédemment (c'est-à-dire des mailles ayant une valeur de direction différente de 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64 ou 128). Dans ARC/INFO, cette fonction est nommée *Sink*.

- Trouver les bassins versants de ces dépressions : à partir d'une maille quelconque d'un MNT, il est possible d'obtenir toutes les mailles qui s'y écoulent.

En utilisant comme entrée : le grid des directions d'écoulement, obtenu suivant la méthode décrite précédemment, et un ou plusieurs points exutoires, un SIG raster permet de générer les bassins versants de chacun de ces points. Ceci correspond aux fonctions *watershed* dans ARC/INFO ou *r.watershed* dans GRASS.

Cet algorithme suit une procédure incrémentale :

- la maille sélectionnée comme exutoire est analysée selon une fonction de voisinage : parmi ses huit voisines sont sélectionnées les mailles qui s'y déversent ;
- ces mailles sont à leur tour analysées comme mailles exutoires et leurs voisines qui s'y déversent sont sélectionnées pour l'incrémentation suivante...

- Remplir les dépressions : par une fonction aréale, chaque zone correspondant à chaque bassin versant de dépression, il est possible de sélectionner la valeur de la maille présentant la plus faible altitude (hormis la ou les mailles dépression). Ensuite, l'algorithme affecte cette valeur à la maille de dépression.

- Répétition du processus jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de dépression.

Cet algorithme existe sous forme de fonction dans ARC/INFO (*fill*), mais il est aussi possible de la programmer en langage AML de macro-commande.

A partir de ce MNT corrigé dans un but hydrologique, la modélisation de l'écoulement est possible. Notons cependant que des dépressions naturelles peuvent exister sur des terrains réels : aven en terrain calcaire, maars volcaniques, cuvettes périglaciaires... Ces dépressions naturelles peuvent être conservées au cours de la modélisation.

Délimitation de bassin versant

Cette fonction de voisinage que nous avons décrite plus haut permet d'extraire aisément un ou plusieurs bassins versants à partir de points exutoires (fonction *watershed* d'ARC/INFO). Dans GRASS (fonction *r.watershed*), l'approche est différente : aucun point n'est choisi par l'utilisateur mais à partir du MNT, il est possible de discrétiser l'espace en sous-bassins versants à partir de la structure du réseau hydrographique.

Calcul de la surface drainée à l'amont de chaque maille

Cette possibilité est très intéressante pour les calculs hydrologiques et notamment pour TOPMODEL, elle correspond au paramètre distribué a qui sert au calcul de l'indice topographique.

La fonction utilise en entrée le grid des directions d'écoulement obtenu précédemment. Elle calcule le bassin versant de chaque maille du MNT et lui affecte, en valeur de sortie, la somme des mailles s'y déversant multiplié ou non par un « poids ». Ce poids peut être simplement le carré de la résolution spatiale c'est-à-dire la surface de la maille, ce qui fournit la surface totale s'écoulant dans chaque maille.

Dans ARC/INFO, la fonction *flowaccumulation* permet de calculer cette somme de surface amont drainée au travers de chaque maille. Une option de la fonction *r.watershed* produit le même résultat dans GRASS.

Ce calcul a aussi une autre utilité : déduire un **réseau hydrographique théorique** en fonction du MNT. En effet, les mailles ayant des valeurs élevées de surface drainée sont des mailles situées logiquement dans les axes de talweg et présentent un écoulement pérenne ou temporaire. Le problème revient à fixer un seuil et à sélectionner toutes les mailles de valeur supérieure à ce seuil : nous obtenons un réseau hydrographique théorique qui représente le cheminement de l'eau sur le MNT. Ce cheminement peut différer du cheminement réel puisque le MNT ne perçoit pas toute la finesse du terrain et notamment les aménagements humains qui peuvent détourner les rivières de leur cours naturel. Les différences sont plus importantes en zone plane bien entendu, puisque les différences d'altitude y sont très faibles entre deux mailles: elles sont fréquemment inférieures à l'incertitude verticale des données du MNT (proche de 1 mètre).

Si l'on cherche à modéliser l'écoulement sur le MNT vis-à-vis du réseau hydrographique, il convient donc d'utiliser le réseau théorique et non le réseau réel pour ne pas risquer, par exemple, de calculer un bassin versant de surface nulle dans le lit d'une rivière parce que ce lit réel ne sera pas localisé sur la même maille que le lit théorique.

Calcul de la pente en chaque maille

Cette fonction de voisinage est très proche de la fonction de calcul de la direction d'écoulement que nous avons vue plus haut. Ici, l'algorithme calcule pour chaque maille le gradient vis-à-vis de ses huit voisines et sélectionne la valeur la plus forte pour l'affecter en sortie à la maille traitée (fonction *slope* dans ARC/INFO, fonction *r.slope.aspect* dans GRASS). Nous l'utilisons pour l'altitude mais cette fonction peut servir pour toute autre donnée lorsque l'on cherche à connaître un gradient (température, évapotranspiration...).

Obtention de l'indice topographique

Cet indice $\ln(a/\tan b)$ est obtenu par croisement cartographique. Cette opération est aisée grâce aux opérateurs mathématiques implantés dans les SIG raster. TOPMODEL utilise en entrée des classes de valeurs de l'indice. Une fonction simple de reclassement, à partir d'intervalles prédéfinis, permet d'affecter des valeurs de classe à un grid en sortie.

ANNEXE 8 : Modélisation du déficit hydrique avec un SIG

Le déficit hydrique permet d'estimer la quantité d'eau disponible pour l'écoulement après prélèvement par évapotranspiration. Dans ce calcul, les phénomènes de transfert latéral ou vertical ne sont pas pris en compte, il s'agit seulement de **modéliser les phénomènes au niveau du sol et de sa couverture végétale avant infiltration profonde ou ruissellement**. Un SIG, au travers de l'évaluation de la pluie efficace, peut prendre en charge le calcul de la fonction de production au cours d'une modélisation hydrologique.

Le calcul du déficit hydrique est fondé sur des formules semi-empiriques d'évapotranspiration potentielle et réelle. Dans ce bilan, certains paramètres peuvent être globalisés à l'échelle du bassin versant mais d'autres varient dans l'espace et dans le temps. Le SIG, en tant que base de données géographiques, s'avère donc ici très utile, l'objectif est de gérer cette variabilité spatiale dans les traitements et d'offrir une représentation spatiale de l'eau disponible pour l'écoulement en fonction du temps.

Nous avons réalisé ce calcul à pas de temps mensuel **entièrement au sein d'un SIG**, les variables temporelles sont entrées en langage de macro-commande AML sous ARC/INFO. Les variables distribuées sont représentées par des couches cartographiques. Les temps de calcul sont raisonnables pour un pas de temps mensuel et pour 14 000 mailles de calcul, étant donné le nombre de variables spatiales : pratiquement une demie heure sur une Sparcstation 10 pour une période de simulation de douze mois.

Ce sont les moyennes interannuelles mensuelles de 1972 à 1990 de la pluviométrie de Météo-France qui sont utilisées dans cette méthode. Les résultats au mois de mai illustrent l'intérêt et les limites d'une telle approche. Le mois de mai est en moyenne le mois le plus pluvieux de l'année sur le bassin versant comme le montre la Figure 61. C'est également le mois présentant le moins de variabilité interannuelle en terme de coefficient de variation (rapport de l'écart type à la moyenne) : 0,41 contre 0,51 en moyenne sur l'ensemble des mois de l'année. Ce mois, terminant une saison froide, présente logiquement un écoulement important.

Précipitations

Les précipitations déterminent le déficit hydrique du sol. Cette variable, étant mesurée ponctuellement, nécessite d'être interpolée afin d'établir un bilan distribué.

Les précipitations ne sont mesurées qu'en trois points sur le bassin versant du Renaison et les températures en un seul point (situé dans sa partie orientale). Le problème est donc de savoir comment interpoler ou extrapoler ces mesures ponctuelles pour couvrir toute la surface d'intérêt. Nous avons choisi d'employer une méthode basée sur des **gradients empiriques contraints par l'altitude** pour cartographier les précipitations sur le bassin versant étudié.

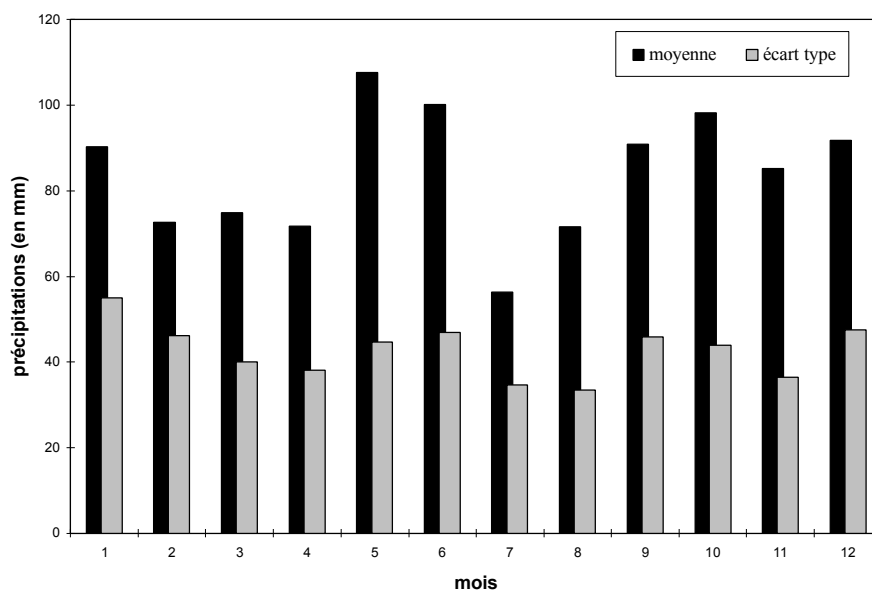


**Figure 61 : Précipitations mensuelles interannuelles (de 1972 à 1990)
à la station de Météo France de Renaison**

Cartographie des précipitations (cf. Carte 27, p.311)

La détermination d'un gradient de précipitation s'appuie sur les mesures de plusieurs sites. Il s'agit de déterminer la variabilité spatiale et temporelle de ce gradient. Soulignons tout d'abord, que l'hypothèse d'un gradient moyen de précipitations n'est admissible qu'à une certaine échelle temporelle : l'hétérogénéité spatiale des pluies est en effet lissée par un pas de temps important comme le mois. La précipitation probable en un point non mesuré peut alors être représentée par l'interpolation d'une moyenne mensuelle mesurée en deux points.

- Variabilité spatiale du gradient de précipitation :

Possédant n points de mesure, il est possible de déterminer $(n-1)$ gradients linéaires entre ces points. Le problème est de savoir par quel gradient représenter les points situés hors des arêtes rejoignant les points mesurés. Les réseaux triangulaires irréguliers (TIN) peuvent être une méthode de résolution.

Mais lorsque le gradient de précipitations est contrôlé étroitement par un facteur géographique invariant dans le temps comme l'altitude, il est préférable d'utiliser ce facteur car la variabilité spatiale des précipitations va être corrélée à la variabilité spatiale de l'altitude plus qu'à un facteur de distance par rapport à un point de mesure.

C'est le cas du bassin du Renaison qui subit fortement l'effet de foehn dû à son orientation générale vers l'est, à l'abri des vents d'ouest, porteurs de pluies (cf. Tableau 32, p. 309). Deux gradients de pluie peuvent être considérés : l'un en plaine (à moins de 400 mètres), de Roanne à Renaison, et l'autre à l'étage colinaire, de Renaison aux Noës. Etant donné qu'aucune mesure de précipitation n'est disponible au-dessus des Noës (800m), nous appliquons le gradient entre 400 et 800 mètres à toute la zone montagneuse située au-dessus de 800 mètres.

	P mm Roanne (283 m)	P mm Renais (491m)	P mm les Noës (800m)	gradient mm/100m Roanne/ Renaion	gradient mm/100m Renaion/ les Noës
janv.	41,8	91,5	97,9	24,8	2,1
fév.	39,5	80,4	99,9	20,4	6,5
mars	41,5	81,8	92,5	20,1	3,6
avril	54,8	78,3	95,3	11,7	5,7
mai	88,1	103,8	125,2	7,8	7,1
juin	74,4	90,3	111,6	7,9	7,1
juill.	62,9	65,1	71,1	1,1	2,0
août	72,5	85,9	92,8	6,7	2,3
sept	69,2	84,4	94,6	7,6	3,4
oct.	62,7	85,6	100,6	11,4	5,0
nov.	51,1	92,6	98,1	20,7	1,8
déc.	47,9	103,2	107,6	27,6	1,5
an	706,4	1043,2	1187,3	168,4	48,0
moyenne des moy. mensuelles	58,9	86,9	98,9	14,0	4,0
écart type des moy. mensuelles	14,7	10,2	12,3	8,0	2,1

**Tableau 32 : Précipitations mensuelles de 3 stations météorologiques du bassin du Renaion
(mesures de Météo France, 1972-1990)**

- Variabilité temporelle du gradient de précipitation :

Comme l'indique l'observation du Tableau 32, le gradient de précipitation suit des variations saisonnières : il marque un maximum en décembre pour diminuer jusqu'à juillet en plaine, il suit une fluctuation plus irrégulière à l'étage colinaire. Il convient donc de prendre non pas une moyenne annuelle mais des valeurs mensuelles pour ce gradient.

La carte des précipitations P en fonction de points de mesure peut être obtenue par l'expression suivante :

$$P = P_A + \text{gradmens} \left(\frac{Z - Z_A}{100} \right)$$

Sur le Renaion, A correspond à la station météorologique de Roanne-Riorges pour la plaine (altitude inférieure à 400m) et à la station de Renaion pour le piedmont et la montagne (altitude supérieure à 400m), *gradmens* correspond soit au gradient entre Roanne et Renaion, soit au gradient entre Renaion et les Noës.

Cette opération peut être effectuée avec un SIG grâce à une fonction conditionnelle sur la valeur de l'altitude : si l'altitude est inférieure à 400 mètres, les paramètres de plaine sont utilisés sinon ce sont ceux de montagne.

La prise en compte de la distribution spatio-temporelle des pluies pourrait être fortement améliorée en intégrant l'information issue de l'interprétation d'images radar dans un SIG. Cette intégration permettrait de plus d'optimiser la localisation de nouvelles stations météorologiques afin qu'elles tiennent compte au mieux de la variabilité spatiale des précipitations et qu'ainsi l'incertitude des résultats des modèles pluie - débit soit diminuée.

Température

Les températures caractérisent l'état du système. Elles aussi ne sont mesurées qu'en quelques points et ont été interpolées par un gradient empirique contraint par l'altitude.

Cartographie des températures

En atmosphère homogène standard, la température décroît de $0,6^{\circ}\text{C}$ par 100 mètres d'augmentation d'altitude. Connaissant l'altitude Z_A et la température T_A en un point A, il est donc facile d'en déduire la température T_B à un point B d'altitude Z_B . Ce gradient reste théorique : les variations verticales des températures avec l'altitude sont plus complexes. A l'échelle mensuelle cependant nous pouvons supposer que la moyenne du gradient réel s'approche de cette moyenne théorique.

Une station de mesure des températures a été créée par Météo-France à la Verrerie (commune de Saint-Nicolas-des-Biefs, Puy-de-Dôme) à 1015 mètres d'altitude, sur la surface sommitale des Monts de la Madeleine, à la limite du bassin du Renaison. Les données ne sont disponibles que depuis fin mars 1991. La validation du gradient thermique donne de bons résultats sur les 21 mois que nous avons étudiés (avril 1991 - septembre 1993 excepté le mois de janvier 1992 dont nous ne disposons pas), en effet le calcul du gradient thermique entre Renaison et la Verrerie donne les résultats suivants (cf. Figure 62) :

- moyenne du gradient de température mensuelle entre Roanne-Riorges et la Verrerie : $0,55^{\circ}\text{C}$ par 100 m,
- écart-type du gradient de température mensuel : 0,21
- soit un coefficient de variation de 0,38.

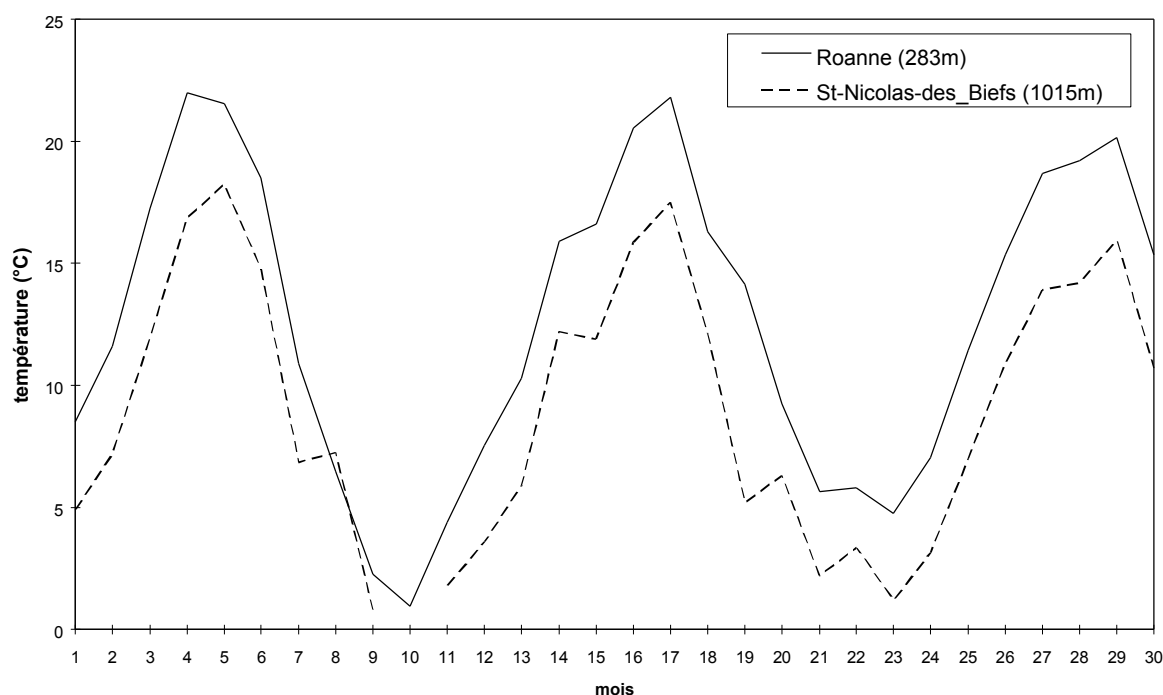
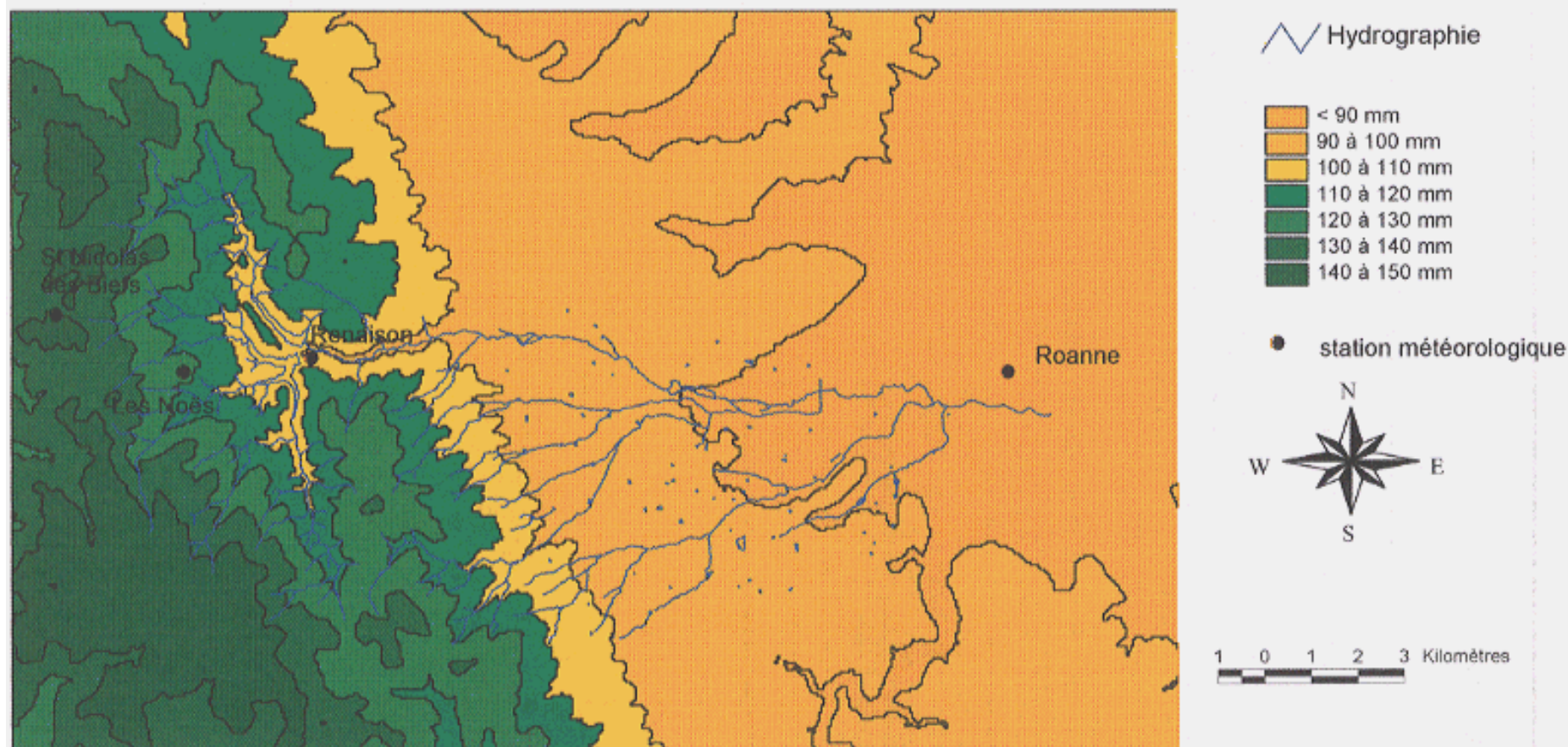


Figure 62 : Températures de Saint-Nicolas-des-Biefs et de Roanne d'avril 1991 à septembre 1993

**Carte 27 : Précipitations mensuelles cumulées interpolées au mois de mai (moyenne de 1962 à 1990)
sur le secteur du Renaison
(résolution : 50 mètres)**



Carte 27 : Précipitations mensuelles cumulées interpolées au mois de mai

Nous pouvons classer l'altitude en intervalles de 100 mètres, ce qui suppose une incertitude de 0,6°C sur les températures correspondantes au gradient théorique (variations mensuelles du gradient, variations locales des températures). La carte des altitudes reclassifiée (à pas vertical de 100 mètres) et filtrée des surfaces trop petites peut être obtenue aisément par reclassification. Et la carte des températures peut être calculée ensuite à l'aide d'une opération arithmétique :

$$T_Z = T_A + 0,6 \left(\frac{Z_A - Z}{100} \right)$$

avec T_Z : valeur de la température mensuelle (en °C) pour la carte résultante

T_A : température mensuelle au point de mesure (en °C)

Z_A : altitude au point de mesure (en m)

Z : altitude issue du Modèle Numérique de Terrain (en m)

Sur le bassin versant du Renaison, la station de mesure des températures de Météo France (station de Roanne-Riorges) est localisée à une altitude de 283 mètres que nous arrondissons à 300 mètres étant donné les incertitudes de calcul (différence théorique de 0,1°C).

Cartographie du bilan énergétique

L'évapotranspiration peut être estimée par des équations semi-empiriques. La méthode la plus employée en hydrologie et en agronomie est la méthode de **Penman-Monteith** [Penman, 1948] et [Monteith, 1981].

Le calcul de l'évapotranspiration par la méthode de Penman-Monteith s'appuie sur les transferts d'énergie. Nous étudions dans ce paragraphe comment implanter cette méthode dans un SIG afin de calculer un bilan énergétique distribué.

Variables distribuées (cf. Figure 63) :

- radiation extra-terrestre S_0 : elle est calculée à l'échelle du degré de latitude et peut être supposée constante sur le bassin versant étudié (133 km²).

- radiation d'onde courte totale incidente S_t : c'est la fraction de la radiation extra-terrestre qui n'est pas absorbée par l'atmosphère [Shuttleworth, 1992], cette variable est empiriquement calculée à partir de l'enneigement qui, en l'absence de mesure de sa variabilité spatiale, est supposé uniforme.

- radiation nette d'onde courte S_n : correspond à la partie de la radiation S_t qui n'est pas réfléchiée par le sol [Shuttleworth, 1992]. En effet, la nature de la surface détermine le coefficient représentant la fraction réfléchiée, sa variation spatiale est donc inférieure à l'échelle d'un bassin versant : elle dépend de la végétation et peut être approchée grâce à la carte d'occupation du sol (cf. Carte 5, p. 46).

- radiation nette d'onde longue L_n : sol et atmosphère émettent des radiations d'onde longue en fonction de la température [Shuttleworth, 1992], la répartition du bilan L_n entre le sol et l'atmosphère est calculable au sein d'un SIG.

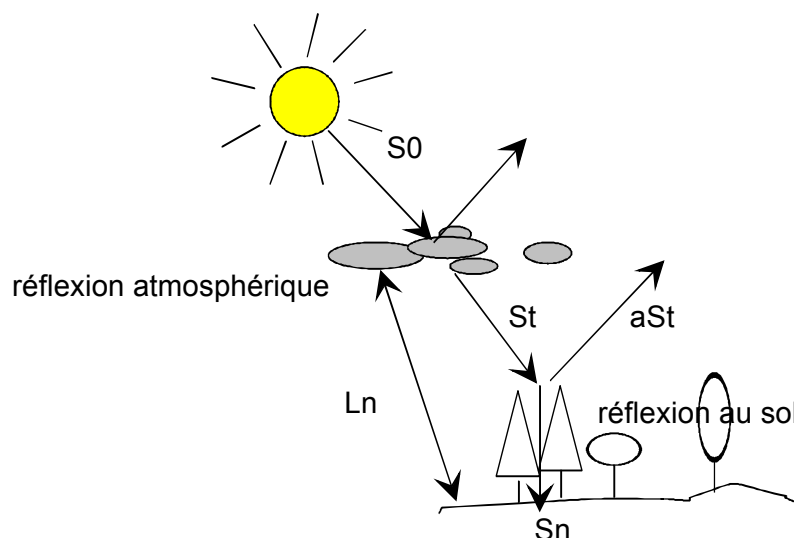


Figure 63 : Schéma du bilan radiatif

- radiation nette R_n : variable exprimant le bilan des radiations d'onde longue et d'onde courte [Shuttleworth, 1992], c'est ainsi une variable distribuée dans l'espace.

- le bilan énergétique au sol A distribué peut être ensuite obtenu par addition du flux de conduction du sol G supposé constant dans l'espace [Shuttleworth, 1992], dans cette application nous avons négligé ce flux et supposé A égal à R_n vu la faible importance relative de G [Perarnaud et Raynal, 1991] :

$$A = R_n = S_t(1 - \alpha) + L_n$$

Equation de Penman-Monteith

Les molécules d'eau sont liées entre elles par des forces inter-moléculaires qui doivent être compensées lors de l'évapotranspiration par une absorption d'énergie inversement proportionnelle à la température, cette énergie correspond à la chaleur latente de vaporisation de l'eau λ (en MJ.kg⁻¹):

$$\lambda = 2,501 - 0,002361 T_s$$

avec T_s température de la surface de l'eau en °C

L'équation permet de calculer l'évaporation E à partir de variables météorologiques et de résistances liées aux caractéristiques des stomates des plantes et à l'exposition aérodynamique de la végétation :

$$E = \frac{1}{\lambda} \left(\frac{\Delta A + \rho \alpha c_p \frac{D}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a} \right)} \right) \text{ en mm.j}^{-1} \quad (1)$$

avec Δ : gradient de la fonction e_s/dT en kPa.°C⁻¹

e_s : pression de vapeur saturante (exprime l'équilibre entre l'évaporation et la condensation à une certaine température) en kPa

A : énergie disponible (définie plus haut), en MJ.m⁻².j⁻¹

D : déficit en pression de vapeur, en kPa, mesuré à une hauteur z_e pour laquelle r_a est calculée

r_s : résistance de surface de la couverture végétale (résistance à la diffusion), en s.m^{-1}
 r_a : résistance aérodynamique, en s.m^{-1}
 ρ_a : masse volumique de l'air, en kg.m^{-3}
 c_p : chaleur spécifique de l'air humide, en $\text{kJ.kg}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
 γ : constante psychrométrique, en kPa.°C^{-1}

Equation de l'évapotranspiration potentielle

L'évapotranspiration potentielle, ETP, est « la quantité de vapeur évaporée par unité de surface et par unité de temps d'une **surface d'eau libre** idéalisée sous les conditions atmosphériques existantes » [Shuttleworth, 1992]. Une définition plus précise est fournie par l'Atlas Agroclimatique du Bourbonnais [Météo-France et al., 1990] : « l'ETP est la valeur atteinte, en l'absence d'advection, lorsque l'ensemble des surfaces du sol et des plantes sont couvertes d'eau libre et que, le sol étant nu et la végétation étant rase, les résistances de l'espace poreux végétal sont nulles ou très faibles. L'évaporation potentielle ne dépend ainsi que des facteurs climatiques liés au bilan énergétique et à la seule résistance r_a dans l'air libre au dessus de la surface ».

Alors d'après l'équation (1) :

$$E_p = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (R_n + A_h) + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} \frac{6,43(1 + 0,536U_2)D}{\lambda} \quad \text{en mm.j}^{-1} \quad (2)$$

R_n : rayonnement net échangé à partir de la surface d'eau libre, en mm.j^{-1}

A_h : énergie d'advection de l'eau, en mm.j^{-1}

U_2 : vitesse du vent mesurée à 2 m du sol, en m.s^{-1}

A_h ne peut être estimée, mais cette valeur est négligeable d'après [Shuttleworth, 1992] et [Perarnaud et Raynal, 1991]. Cette formule est valable pour seulement de petites surfaces d'eau, sinon elle surestime l'évapotranspiration de 10 à 15 % [Shuttleworth, 1992]. La Carte 28 illustre le calcul de l'Evapotranspiration Potentielle moyenne au mois de mai.

Equation de l'évapotranspiration de la culture de référence

L'application de l'équation générale de Penman-Monteith à l'évaluation de l'évapotranspiration de la culture de référence (gazon de 12 cm de hauteur, régulièrement fertilisé et arrosé), donne l'équation suivante [Shuttleworth, 1992] :

$$E_{rc} = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma^*} R_n + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma^*} \frac{900}{T + 275} U_2 D \quad \text{en mm.j}^{-1}$$

avec Δ : gradient de la fonction de s/dT en kPa.°C^{-1}

R_n : rayonnement net, en mm.j^{-1}

D : déficit en pression de vapeur, en kPa

γ : constante psychrométrique, en kPa.°C^{-1}

γ^* : constante psychrométrique corrigée, en kPa.°C^{-1}

T : température moyenne, en °C

U_2 : vitesse du vent à 2m du sol, en m.s^{-1}

Plusieurs de ces variables sont distribuées en fonction de la température.

La vitesse du vent est fortement variable dans l'espace et dans le temps, cette valeur est estimée à sa moyenne annuelle mesurée à Bouthéon (70 km au sud du bassin), c'est la seule station disponible du département. La présence d'autres mesures à proximité n'améliorerait sans doute guère les résultats étant donné la grande variabilité spatiale de la vitesse du vent. La comparaison des résultats du calcul entre le SIG et les simulations de Météo France à la station de Roanne-Riorges donne des résultats proches pour l'évaporation annuelle moyenne de la culture de référence sur la période de 1972 à 1990 : **808 mm/an avec le SIG et 813 mm/an par Météo France**. La Carte 29 illustre le calcul de l'évapotranspiration moyenne de la culture de référence au mois de mai sur le Renaison.

Evaluation de l'évapotranspiration d'autres cultures par l'ETm

L'évapotranspiration maximale ETm correspond à **celle d'une plante qui ne subit pas de préjudice dans sa croissance dû à un manque d'eau** (ce qui n'est pas le cas d'une culture non irriguée dont les besoins sont plus faibles puisque la plante s'est adaptée à la sécheresse) :

$$ETm = Kc * E_{rc}$$

avec : Kc coefficient cultural qui dépend de la plante et de sa croissance,

E_{rc} : évapotranspiration de la culture de référence

Ce coefficient Kc est le coefficient cultural : lié à « la croissance d'une plante en bonne santé en plein champ, sous des conditions d'alimentation en eau et de fertilité optimales » [Doorenbos et Pruitt, 1992]. Il intègre « les caractéristiques de la plante, l'époque du semis ou de la plantation et les différents états de développement de la plante ainsi que les conditions climatiques générales ». Le calcul de l'ETm est illustré au mois de mai sur la Carte 30.

Obtention des valeurs de Kc :

a) cultures annuelles

Doorenbos et Pruitt ont défini une méthode de détermination qui est utilisée par la FAO [Doorenbos et Pruitt, 1992]. Quatre stades de végétation sont distingués sur différentes cultures :

- 1 - stade initial : germination et croissance initiale pendant laquelle le sol est couvert sur moins de 10% de sa surface ;
- 2 - stade de croissance : jusqu'à ce que le sol soit couvert à 70-80 % ;
- 3 - stade de plein développement : suit la floraison des plantes annuelles ou quand les plantes atteignent leur taille maximale ;
- 4 - stade tardif : pleine maturité.

La photo-interprétation que nous avons effectuée sur le bassin versant du Renaison ne nous permet pas de distinguer la nature des cultures sur les terres labourables. Nous prenons comme culture le maïs puisque celui-ci est plus exigeant en période critique (situation plus défavorable qu'avec le blé), d'autre part sa période de végétation est plus représentative d'autres cultures (pommes de terre, légumes, tournesols, plantes fourragères...). Le maïs domine les terres labourables du bassin versant excepté au-dessus de 800 mètres. Nous prenons empiriquement un Kc de 0,1 hors période de végétation c'est-à-dire d'octobre à avril car l'évaporation n'est pas nulle sur sol nu. Les coefficients que nous avons appliqués sur les terres labourées sont présentés dans le tableau ci-dessus.

Mois	Kc
janvier	0,1
février	0,1
mars	0,1
avril	0,1
mai	0,6
juin	0,8
juillet	1,15
août	1,0
septembre	0,9
octobre	0,5
novembre	0,1
décembre	0,1

Tableau 33 : Coefficients culturels du maïs en fonction des mois de l'année

c) Kc de Prairies irriguées

Pour les prairies, la luzerne et les plantes fourragères irriguées et fauchées durant la saison de croissance ou irriguées et pâturées, nous utilisons les valeurs moyennes de Kc données par Doorenbos et Pruitt (l'humidité dans le secteur d'étude est proche de 70% en général, vitesse du vent moyenne de 2,5 m/s) [Doorenbos et Pruitt, 1992] :

- prairies fauchées : luzerne 0,85; graminées 0,80; trèfle et plantes fourragères 1,00;
- pâturages 0,95.

La Chambre d'Agriculture assimile toutes les prairies à la culture de référence. Nous garderons les valeurs de Doorenbos et Pruitt car la croissance et les besoins d'une prairie fauchée ou pâturée diffèrent de ceux d'un gazon idéal, maintenu à une taille constante et régulièrement fertilisé.

Evapotranspiration d'une forêt

Cette variable est plus difficile à estimer car les effets de turbulence de l'air sont plus importants sur une forêt. La forêt offre une plus grande résistance de surface : la transpiration d'une forêt est de 80% ($\pm 10\%$) de celle de la culture de référence [Shuttleworth, 1989] et [Shuttleworth et Calder, 1979]. Mais, à l'opposé, le taux d'évaporation de l'eau intercepté par une forêt humide est supérieur à celui d'une surface d'eau libre. Les pertes d'eau par interception sont souvent de 10 à 30% de la précipitation et dépendent :

- de la quantité d'eau que peut intercepter la végétation : capacité de stockage par interception S,
- de la nature de la pluie : intensité et durée de la pluie puisque plus de la moitié de l'évaporation se produit durant la pluie elle-même [Shuttleworth, 1992]. Pour des forêts soumises à des pluies intenses, de courte durée, de type convectif telles qu'on peut en connaître sous climat tropical, les pertes par interception sont réduites à entre 10 et 18 % de la précipitation. Pour les forêts soumises à des fronts de pluies de plus longue durée et moins intenses, les pertes sont de l'ordre de 20 à 30 % [Calder et Newson,

1980] et [Gash et al., 1980]. En hiver, les forêts à feuillage caduc ont une interception divisée par 2 ou 3.

L'évaporation mensuelle d'une forêt est exprimée [Shuttleworth, 1992] :

$$E^{\text{forêt}} = 0,8 * E_{rc}^{\text{forêt}} + \alpha_i * P$$

avec E_{rc} calculée à partir de l'équation de Penman-Monteith mais avec une radiation nette appropriée à une forêt (albedo d'une forêt d'âge adulte : 0,11 à 0,16 soit 0,14).

Le second terme représente les pertes par interception avec α_i fraction de pertes par interception (0,25 pour une forêt à feuilles caduques ou à feuilles persistantes en stade de végétation soit de mai à octobre et 0,1 pour une forêt à feuilles caduques et 0,2 pour une forêt à feuilles persistantes en stade de repos c'est-à-dire de novembre à avril). Cette équation possède au mieux une incertitude de 10 à 15% [Shuttleworth, 1992]. Il convient de prendre seulement $0,9 * R_n$ pour une forêt extensive à plus de 200 km de la mer et R_n à moins de 200 km [Shuttleworth, 1992]. Nous prendrons donc $0,9 * R_n$.

Déficit hydrique et évapotranspiration réelle

Le déficit hydrique du sol intègre le rôle joué par le sol et par la plante. Ce déficit détermine l'évapotranspiration réelle (ETR). Evidemment le déficit hydrique se cumule dans le temps et son évaluation doit donc être itérative. Le déficit hydrique doit également prendre en compte la réalimentation du sol par les précipitations durant le mois étudié.

Calcul de l'évapotranspiration réelle (ETR)

a) Zones rurales

L'ETm a été calculée mensuellement et distribuée dans l'espace (en fonction de l'altitude et de l'occupation du sol).

La Réserve Utile, **RU**, est égale au volume maximal d'eau emmagasiné dans le sol et disponible pour les plantes. C'est « la quantité d'eau qui peut être fournie à la plante quand l'humidité d'une tranche de sol s'abaisse de la capacité au champ au point de flétrissement permanent » [De Parceveaux et al., 1990].

En effet, certains auteurs reconnaissent trois états de l'eau dans le sol [Perarnaud et Raynal, 1991] :

- l'eau de gravité ou de drainage qui s'écoule par gravité dans le sol jusqu'à un taux d'humidité correspondant à la capacité au champ H_c ;
- l'eau retenue dans le sol par capillarité et utilisable par la plante ;
- l'eau inutilisable par la plante quand le taux d'humidité est inférieur au point de flétrissement.

La RU dépend de la texture du sol et de la profondeur exploitable par les racines. Elle est définie en mm [Perarnaud et Raynal, 1991] :

$$RU = d \frac{H_{pc} - H_{pf}}{10} Z$$

avec : d : densité apparente du sol

H_{pc} : humidité pondérale à la capacité au champ H_c , en %

H_{pf} : humidité pondérale au point de flétrissement H_f , en %

Z : épaisseur du sol exploré par les racines, en mm

Cette épaisseur du sol parcourue par les racines dépend non seulement de la plante mais aussi de nombreux facteurs pédologiques (présence de roche mère à faible profondeur, d'horizons hydromorphes...) et agrologiques (semelles de labour...) néanmoins dans de bonnes conditions pédologiques, l'INRA [Perarnaud et Raynal, 1991] a mesuré les profondeurs d'enracinement de plusieurs plantes cultivées :

cultures	profondeur d'enracinement en cm
colza	60
prairie	70 à 90
trèfle luzerne	50 à 130
orge	20 à 50
blé	50 à 150
maïs	50 à 130
pomme de terre	50
betterave	50 à 150

Tableau 34 : Profondeur d'enracinement de différentes plantes cultivées

Les agronomes de la Chambre d'Agriculture de l'Allier évaluent la RU localement sur le Bourbonnais (région où se situe le Renaison) [Météo-France et al., 1990] :

- sols de "texture grossière (sableuse à sablo-argileuse avec une charge importante en graviers) reposant sur une arène filtrante plus ou moins épaisse au dessus de la roche" : RU de 45 à 70 mm ;
- sols de "texture grossière (sableuse à sablo-argileuse avec une charge importante en graviers) reposant sur une argile sableuse passant ensuite à une arène sablo-argileuse fortement micacée" : RU de 70 à 90 mm mais avec engorgement en période humide ;
- sols sur argiles sableuses plio-quaternaires de la Plaine roannaise : dépôts lacustres de la fin du Tertiaire et du début du Quaternaire : RU de 70 à 85 mm, engorgement en période humide.

La carte synthétique présentée dans l'Atlas donne :

- une RU moyenne de 70 mm pour la Montagne Bourbonnaise et de 90 mm pour la Plaine roannaise ;
- une teneur en argile moyenne de 12 % pour les 2 secteurs ;
- un drainage naturel mauvais pour la plaine et un drainage intermédiaire pour la montagne.

La Réserve Facilement Utilisable (**RFU**) correspond à la moitié ou aux deux tiers de la RU car plus l'humidité du sol s'approche du point de flétrissement moins la plante peut extraire de l'eau du sol. La différence entre la RU et la RFU définit la réserve de survie (RS) [Perarnaud et Raynal, 1991]. Lorsque l'humidité dans le sol est inférieure à cette RS, la plante régule son évapotranspiration en fermant ses stomates. L'ET est alors inférieure à l'ET_m.

Gueydon de la Chambre d'Agriculture de la Loire évalue pour des céréales dans le secteur d'étude du Renaison la RFU à [Gueydon, 1994] :

- 20 à 30 mm pour les arènes granitiques,
- 30 à 50 mm pour les sols de la plaine roannaise avec un maximum de 50 mm pour les sols profonds limoneux et un minimum de 30 mm pour des sols sableux ou de mauvaise structure.

Les valeurs de RU et de RFU doivent être doublées dans le cas de végétation à enracinement plus profond comme la forêt ou la vigne puisque que leur profondeur d'enracinement peut être estimé au double des cultures annuelles. Les valeurs utilisées pour les différents types de sol du bassin versant (décrits dans l'étude de Hortemans sur les sols de la plaine roannaise, étude disponible à la Chambre d'Agriculture de la Loire) sont données dans le tableau ci-dessous. Pour la forêt, la RFU doit être estimée au double de ces valeurs. Il faut tenir compte des espaces verts car ils couvrent une partie de la surface urbaine et sont responsables d'une certaine infiltration. Comme ce sont des sols aménagés, ils possèdent une RFU moyenne que nous supposons être de 40 mm.

Soulignons que la carte pédologique de la Chambre d'Agriculture ne couvre que la plaine et la Côte Roannaise. La variation spatiale de la RFU reconnue dans la plaine est beaucoup plus importante que celle de la montagne où nous avons supposé une nature homogène des sols (formations superficielles arénitiques) sauf pour les tourbières. Pourtant en montagne granitique, l'épaisseur des sols est très variable et détermine fortement la RFU. Mais, aucune donnée plus précise n'est disponible sur ce secteur.

type pédologique	texture	RFU en cultures annuelles (en mm)
Chambon de rivière	sable limoneux	50
Chambon de banquette alluviale	idem	50
Chambon de basse terrasse	idem	50
Varenne légère non caillouteuse (basse terrasse)	limon sableux	40
Varenne légère "type Renaison"	idem	40
Varenne légère "type Renaison" à blocs	idem	40
Varenne lourde typique de haute terrasse	argile limoneuse	30
Varenne lourde typique caillouteuse	idem	30
Sol caillouteux acide lessivé sur cailloutis supérieurs	sable limoneux	30
Varenne lourde atypique (planosol) sur géologie tertiaire	argile sableuse	30
idem	idem	30
Sols bruns hydromorphes	argile silteuse	40
idem de type granulométrique moins fin	argile sableuse	40
Sols colluviaux variés	limon argilo-sablx	40
Sols dérivant du socle : lithiques et gore	sable limoneux	30
Sols bruns colluviaux roses, d'éboulis dérivant du socle	idem	30
formations superficielles arénitiques	sables limoneux	30
tourbières	argile	80
sols d'espaces verts urbains	?	40

Tableau 35 : Réserve Facilement Utilisable estimée en fonction de la texture des sols

b) zones urbaines

Il faut distinguer les densités d'habitat puisque le coefficient d'imperméabilisation des sols en dépend (le coefficient d'imperméabilisation des sols est la fraction de la surface du sol totalement imperméable). Différentes classes d'urbanisation peuvent être reconnues par analyse de photographies aériennes :

- résidentiel en lotissement ou en habitat dispersé,
- résidentiel collectif,
- industriel.

Le coefficient de ruissellement peut être approché par les valeurs de la littérature en fonction de la nature des surfaces (cf. Tableau 36).

En fait, étant donné la nature du calcul, bilan hydrologique à l'échelle mensuelle, nous prenons des valeurs moyennes et nous regroupons ces différentes surfaces en deux groupes :

- surfaces en pavage, goudron, ciment, toitures et terrasses avec un coefficient de ruissellement de 0,70 à 0,95, ces surfaces étant totalement imperméabilisées cela suppose une évaporation de 5 à 30 % des précipitations, nous retenons une valeur moyenne de 20 % d'évaporation ;
- surfaces non revêtues avec végétation où nous appliquons les calculs d'évapotranspiration de Penman-Monteith plus précis que ces valeurs standards.

Ainsi, l'évaporation sur une zone urbanisée sera égale à la somme de la fraction évaporée sur les surfaces imperméables (soit 20 % des précipitations sur ces surfaces) et de l'évaporation réelle calculée par la méthode de Penman-Monteith sur les surfaces avec végétation. L'évaporation en zone urbaine est donc, elle aussi, dépendante de l'espace et du temps au travers des surfaces non imperméabilisées.

Nous pouvons reconnaître la fraction de surfaces imperméabilisées pour chaque classe d'urbanisation par mesure sur des zones d'échantillonnage. Nous extrapolons ensuite cette valeur au reste des zones ayant la même classe.

Mesures obtenues par analyse de photographies aériennes infrarouge au 1 / 17 000^{ème} (clichés APEI, juillet 1990) :

- résidentiel en lotissement ou en habitat dispersé : 23 % de surfaces imperméabilisées (écart type de 8 sur une population de 10 échantillonnages de 3 ha)
- résidentiel collectif : 75 % (écart type de 12 sur une population de 8 échantillonnages de 3 ha),
- industriel : 70 % (écart type de 25 sur 5 échantillonnages de 0,8 ha).

Etant donné les erreurs de mesures, l'écart type de ces mesures, l'incertitude liée à l'extrapolation il convient de prendre deux valeurs :

- 23 % de surfaces imperméabilisées par rapport à la surface totale sur les zones d'habitat en lotissement ou d'habitat dispersé,
- 70 % de surfaces imperméabilisées sur les zones en habitat collectif, en industrie ou en zone commerciale.

Cette analyse pourrait être automatisée et affinée en employant des logiciels de télédétection.

Nature de la surface	Coefficient de ruissellement
Pavage, chaussées revêtues, pistes en ciment	0,70 à 0,95
Toitures et terrasses	0,75 à 0,95
Sols imperméables avec végétation :	
pente < 2%	0,13 à 0,18
pente entre 2 et 7%	0,18 à 0,25
pente > 7%	0,25 à 0,35
Sols perméables avec végétation :	
pente < 2%	0,05 à 0,10
pente entre 2 et 7%	0,10 à 0,15
pente > 7%	0,15 à 0,20

Tableau 36 : Coefficient d'imperméabilisation des sols (d'après [Coste et Loudet, 1987])

Implantation dans un SIG (cf. Figure 64)

Les fonctions locales de SIG raster permettent de calculer un attribut d'une localisation en fonction d'autres attributs à cette même localisation (en l'occurrence : la maille de discrétisation de l'espace).

La valeur de l'ETR en un mois donné peut être calculée en fonction du déficit du mois précédent et des précipitations du mois en cours. Pour cela nous utilisons la formule de Romanenko :

$$ETR_t = \text{MIN}((P_t + m_{t-1})(1 - e^{-0.296ETm_t}), ETm_t)$$

avec ETR_t : évapotranspiration réelle au mois t , en mm

ETm_t : évapotranspiration maximale au mois t , en mm

P_t : précipitations au mois t , en mm

m_{t-1} : humidité du sol du mois précédent, en mm

m_{t-1} ne peut être obtenue que par connaissance de ET_{t-1} , P_{t-1} et de la RFU :

$$m_{t-1} = \text{MIN}(\text{RFU}, P_{t-1} - ET_{t-1})$$

En effet, si $P_{t-1} - ET_{t-1} > \text{RFU}$, l'excédent n'est pas stocké dans le sol mais alimente l'écoulement (superficiel ou profond).

En initialisant le modèle au mois de janvier, la réserve en eau du sol est supposée être reconstituée, dans cette région climatique, donc $m_{t-1} = \text{RFU}$.

Commentaires sur la carte de la réserve en eau du sol estimée au mois de mai

La carte de l'humidité du sol au mois de mai (cf. Carte 31) donne des résultats aberrants en fond de vallée. En effet, les zones les plus sèches apparaissent le long des cours d'eau car les vallées étant à plus faible altitude, la température y est plus élevée et les précipitations y sont moins importantes. La cause d'erreur essentielle vient du fait que les transferts latéraux sont complètement négligés dans ce modèle or il est bien connu que les fonds de vallée sont plus humides du fait de la convergence des écoulements amont se traduisant par l'existence de nappes d'eau souterraine à faible profondeur. Ce modèle hydrique du sol souffre donc de cette absence de modélisation des flux latéraux.

Écoulement disponible

L'écoulement disponible correspond à l'excédent après évapotranspiration et reconstitution de la réserve du sol. Le terme "précipitations nettes" est également employé.

L'écoulement disponible durant le mois t appelé Q_t (en mm) est tel que :

$$Q_t = P_t - ETR_t - (RFU - m_{t-1})$$

L'écoulement disponible moyen (cf. Carte 33), évalué au mois de mai, est nul sur la partie basse du bassin versant du Renaison. Globalement, il nous est difficile de confirmer ou d'infirmar ces résultats sur l'année 1990. Il est certain que la répartition spatiale est différente en ce qui concerne les zones de fond de vallée pour les raisons que nous venons de voir plus haut (absence de modélisation des transferts latéraux). Il ressort de cette analyse que la zone d'altitude plus élevée joue un rôle important dans le maintien des débits en été puisque malgré un couvert végétal plus dense que la plaine, les fortes précipitations et les faibles températures permettent un bilan positif jusqu'à la fin du printemps.

Conclusion

Ce travail a aboutit à l'évaluation du déficit hydrique pour la reconstitution des pluies efficaces. Le SIG est capable de prendre en charge les variables distribuées comme le sol ou la végétation, mais aussi de simuler une succession d'états lorsque le nombre d'incrémentations temporelles n'est pas trop élevé (problème de performance dû à l'écriture de fichiers volumineux).

Ce modèle présente cependant des limites importantes puisqu'il reste vertical : les transferts latéraux ne sont pas pris en compte. Comme la carte de l'humidité moyenne du sol au mois mai le montre (cf. Carte 31), la saturation bien connue des thalwegs par convergence des écoulements n'est pas représentée. Le modèle reste donc acceptable que lorsque aucune nappe souterraine ne remonte à la surface du fait d'une influence latérale. Le modèle SIGNEAU [Rissons, 1995] pourrait s'avérer bien adapté puisqu'il repose sur la modélisation des échanges entre les éléments d'un versant avec une alimentation du sol de l'aval du versant par son amont, mécanisme négligé dans notre approche.

Par ailleurs, pour être validé, le modèle proposé nécessiterait bien entendu des mesures de terrain qui n'ont pas pu être réalisées dans le cadre de cette thèse. Notre objectif était essentiellement de tester l'aptitude d'un SIG à prendre en charge un certain nombre de calculs hydrologiques.

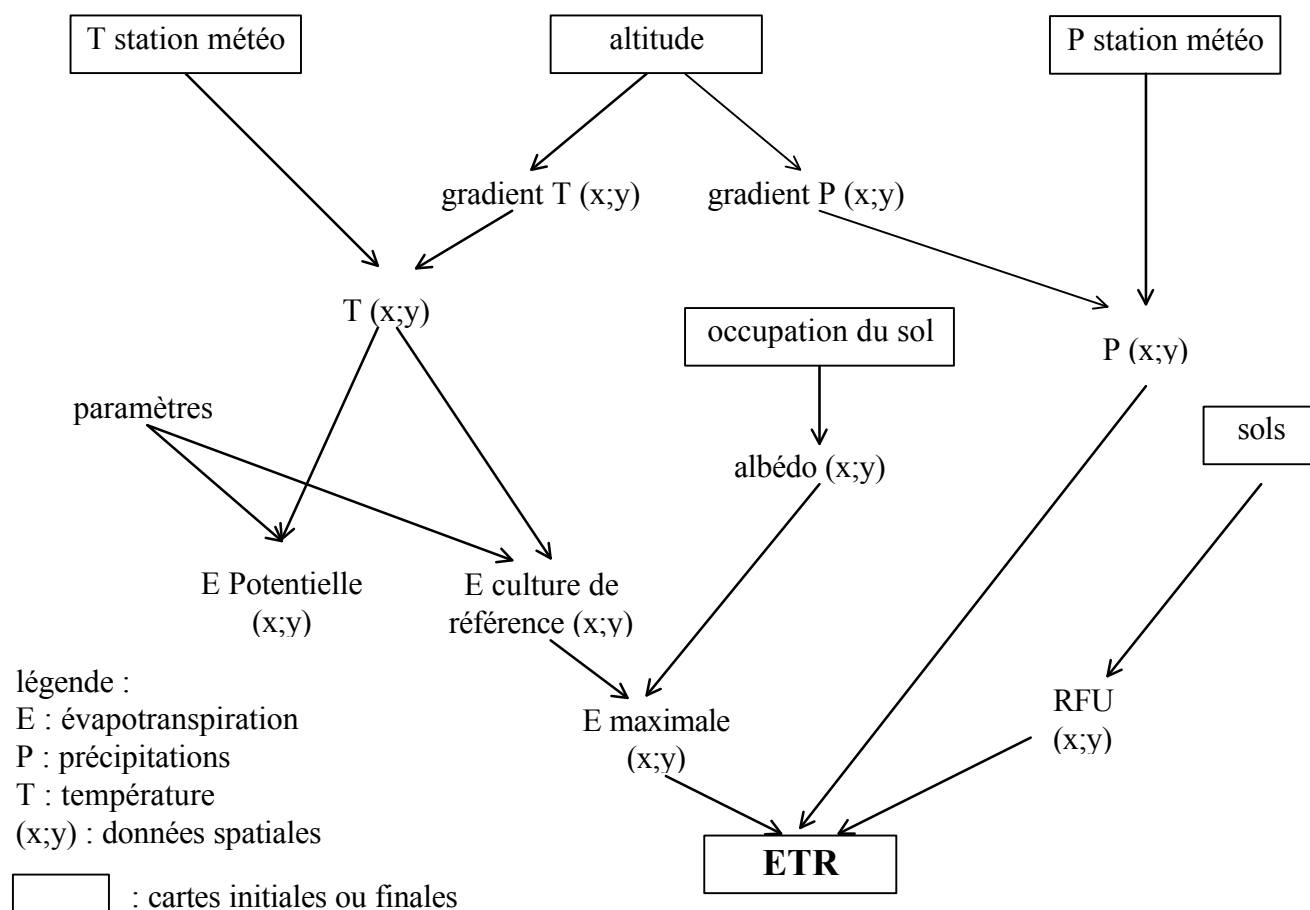
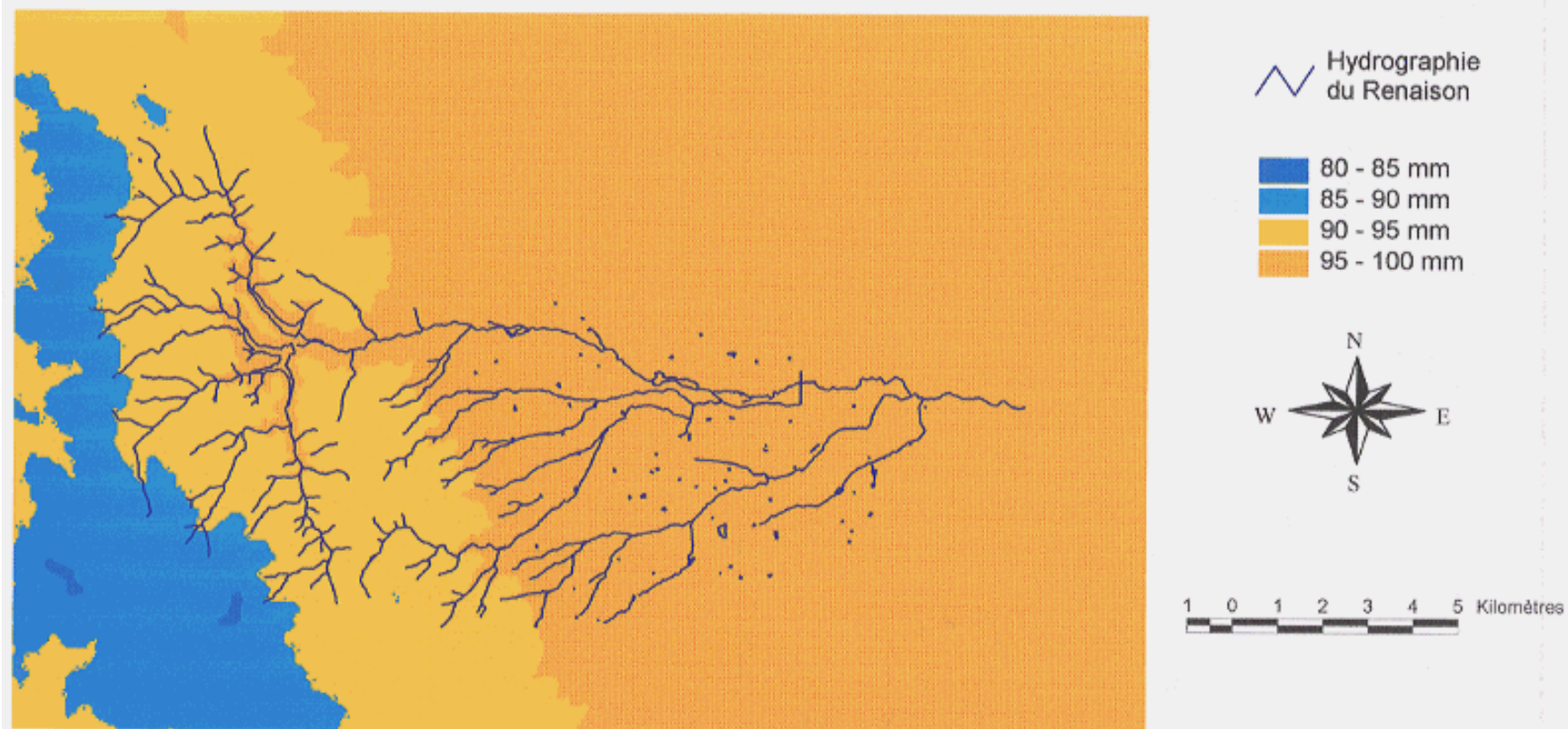


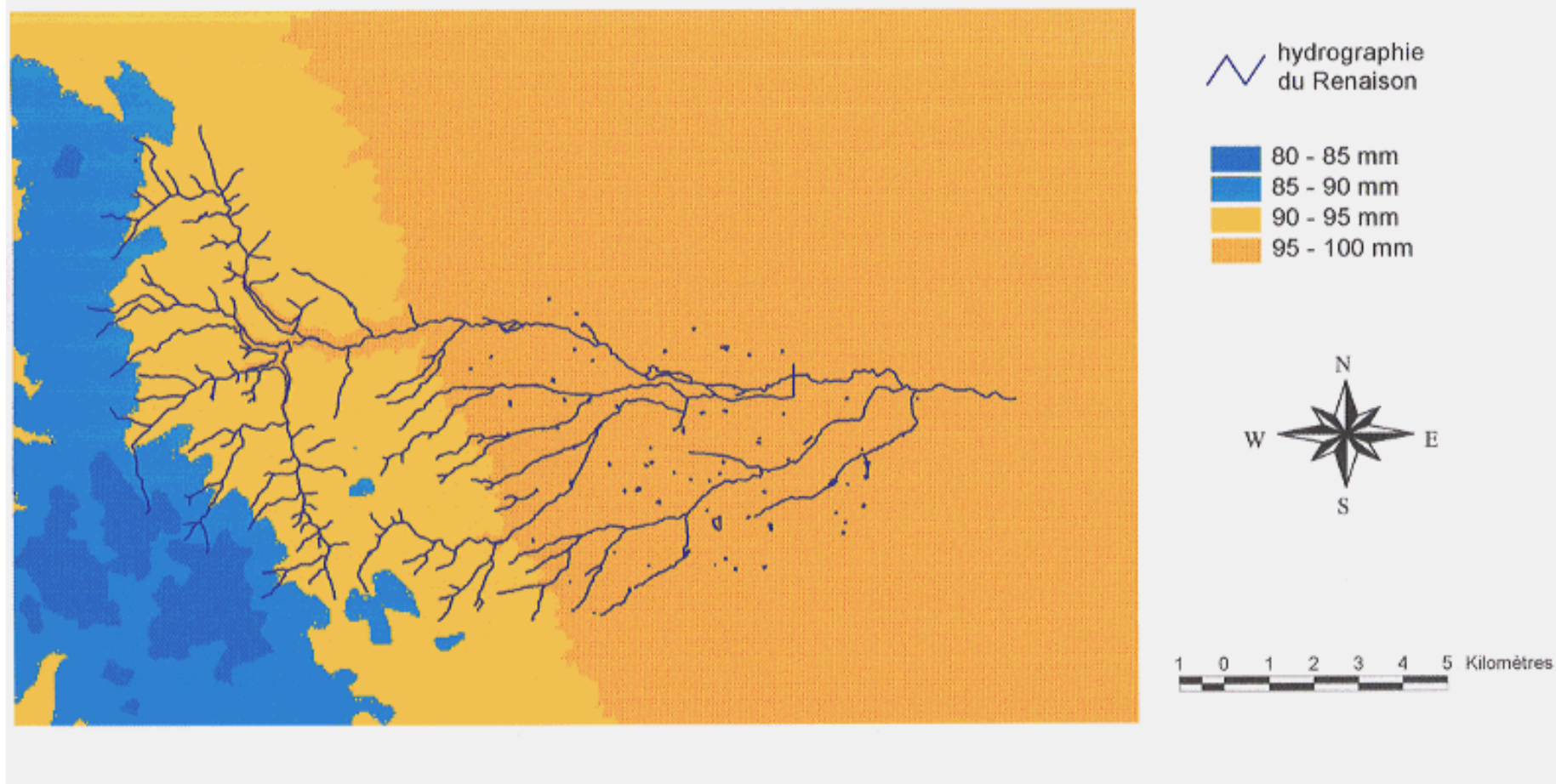
Figure 64 : Evaluation de l'évapotranspiration réelle ETR - Etapes de traitement

**Carte 28 : Evapotranspiration mensuelle potentielle évaluée en mai (moyenne de 1972 à 1990)
secteur du Renaison
(résolution 50 mètres)**



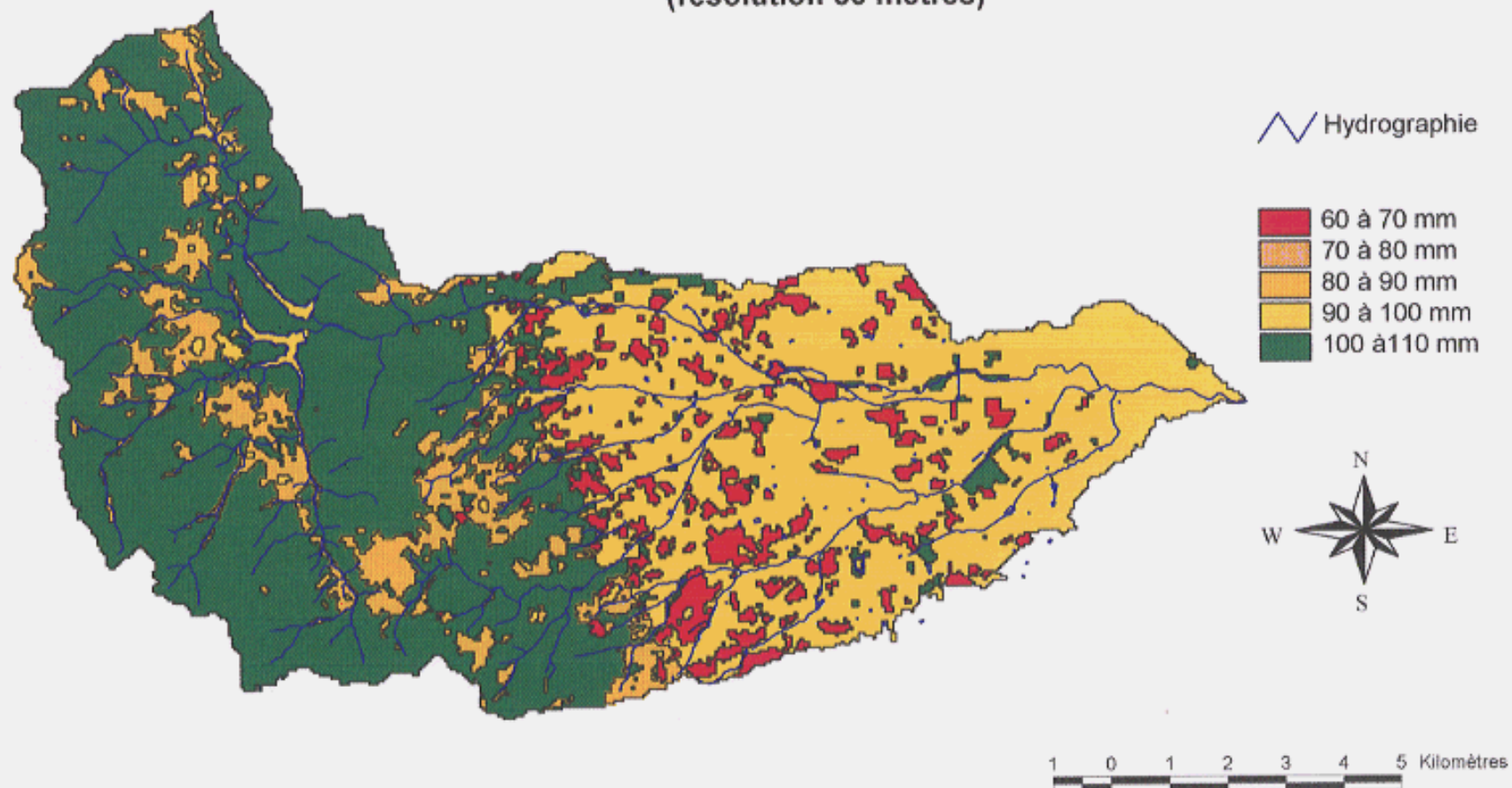
Carte 28: Evapotranspiration mensuelle potentielle au mois de mai

**Carte 29 : Evapotranspiration mensuelle de la culture de référence
évaluée au mois de mai (moyenne de 1972 à 1990)
secteur du Renaison
(résolution : 50 mètres)**

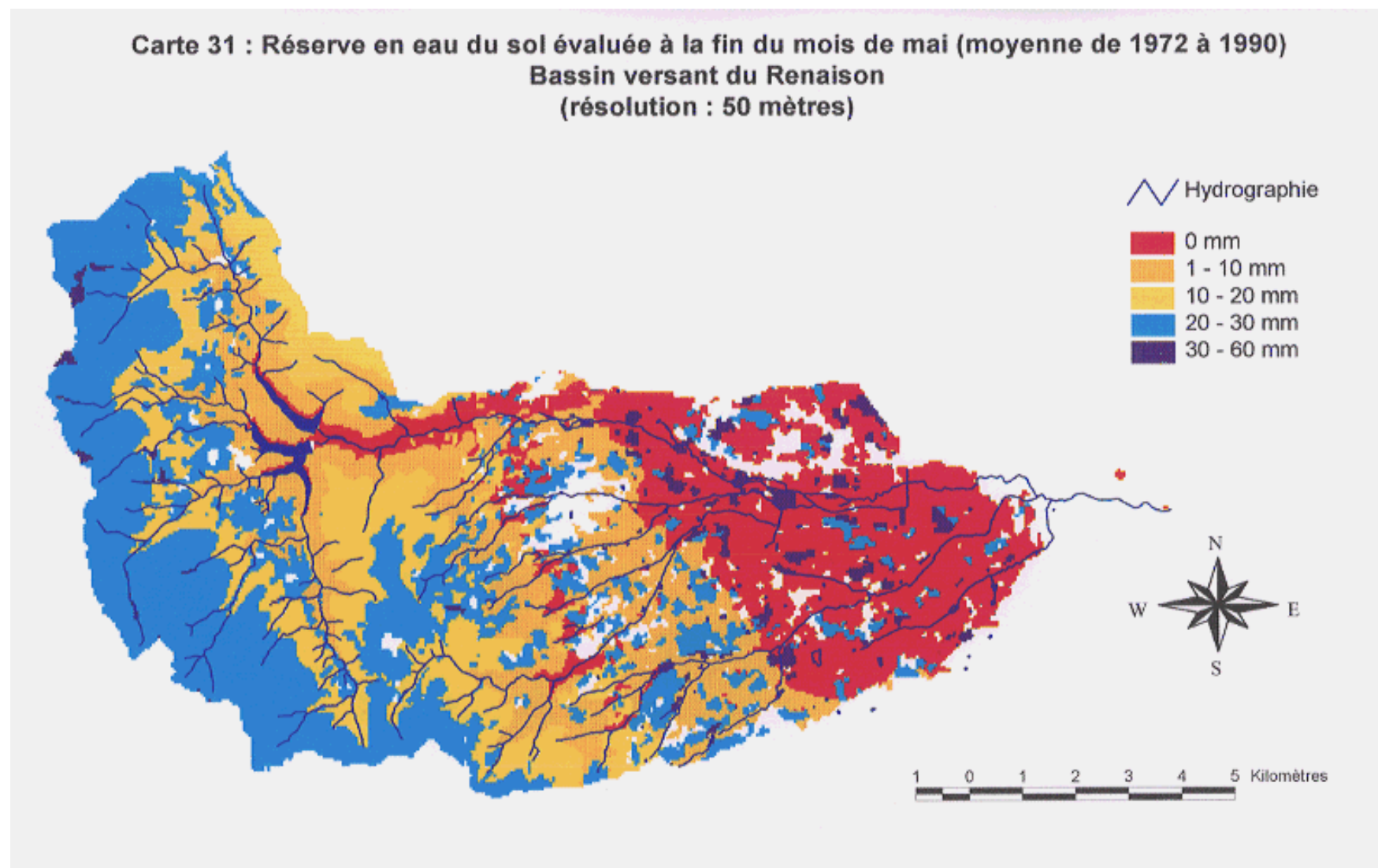


Carte 29 : Evapotranspiration mensuelle de la culture de référence au mois de mai

Carte 30 : Evapotranspiration maximale mensuelle évaluée en mai (moyenne de 1972 à 1990)
Bassin versant du Renaison
(résolution 50 mètres)

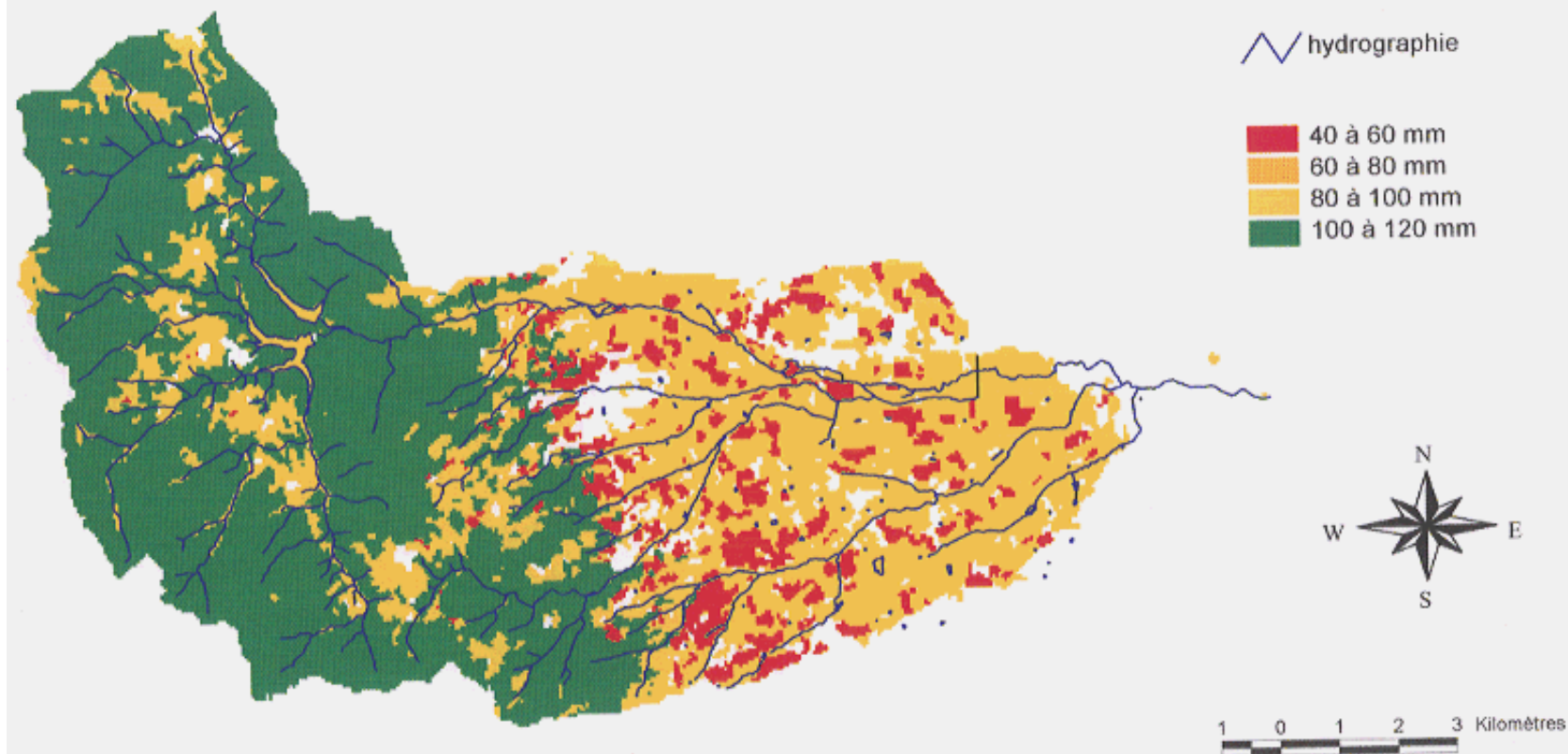


Carte 30 : Evapotranspiration maximale mensuelle au mois de mai



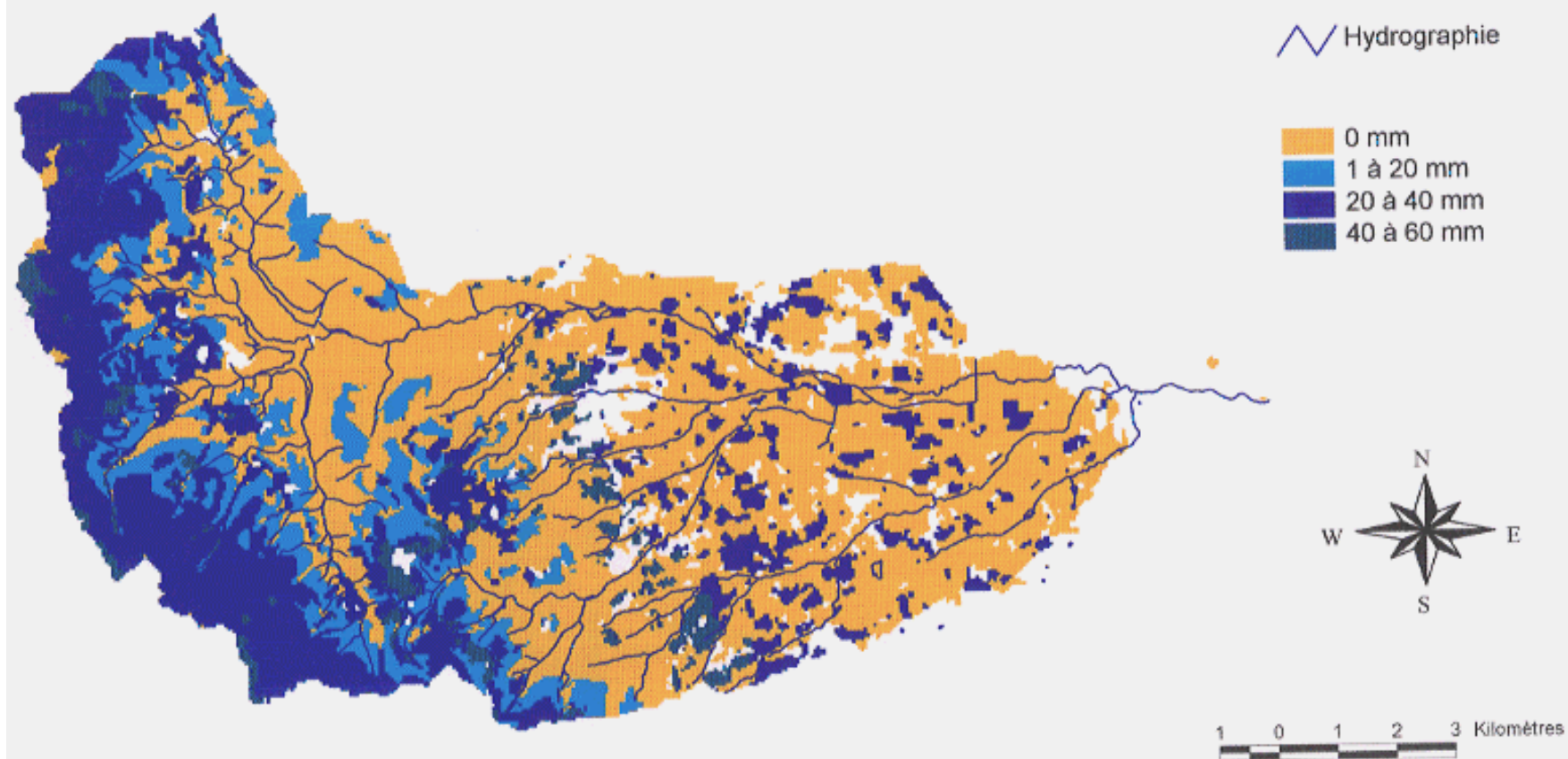
Carte 31 : Réserve en eau du sol estimée au mois de mai

Carte 32 : Evapotranspiration réelle évaluée en mai (moyenne de 1972 à 1990)
Bassin versant du Renaison
(résolution 50 mètres)



Carte 32 : Evapotranspiration mensuelle réelle estimée au mois de mai

Carte 33 : Ecoulement disponible évalué au mois de mai (moyenne de 1972 à 1990)
Bassin versant du Renaison
(résolution : 50 mètres)



Carte 33 : Ecoulement disponible moyen estimé en mai

ANNEXE 9 : Comparaison des débits entre sous-bassins versants du Renaison

Lames d'eau écoulées lors d'un épisode pluvieux à un pas de temps horaire

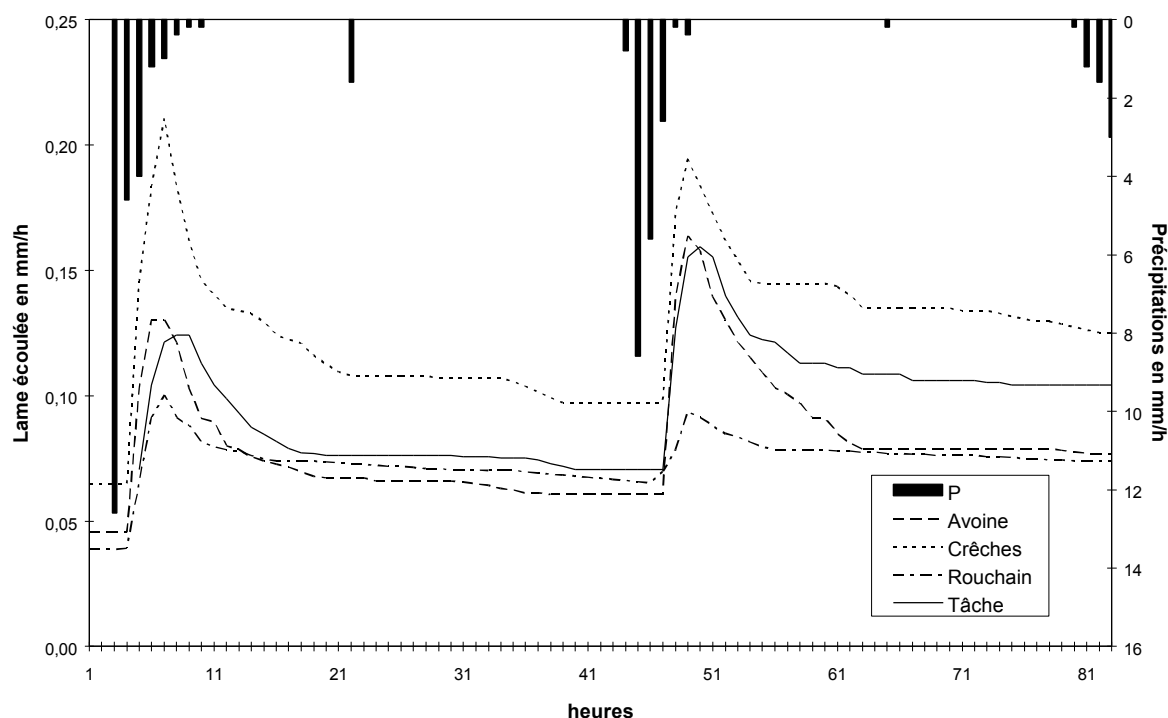


Figure 65 : Débits des cours d'eau et précipitations
à la station Météo-France de Saint-Nicolas des Biefs (Puy-de-Dôme)
du 12 oct. (2h00) au 15 oct. (12h00) 1993

La sensibilité des cours d'eau à des pluies en période de fin d'été (octobre) est intéressante (cf. Figure 65) :

- Avoine : réponse marquée mais avec un tarissement rapide,
- Crèches : pic bien marqué, débit de base plus important que les trois autres cours d'eau,
- Tâche : comportement intermédiaire entre l'Avoine et les Crèches,
- Rouchain : très faible réponse à la pluie et débit de base faible.

La faiblesse du débit à la suite de la pluie confirmerait l'hypothèse d'une infiltration plus importante sur le Rouchain que sur les autres sous-bassins, infiltration alimentant soit un réservoir de la zone racinaire plus important que sur les autres sous-bassins, soit des nappes souterraines profondes.

Les fortes fluctuations sur l'Avoine et les Crèches indiquent en tous cas un transfert plus rapide que sur la Tâche et le Rouchain.

Comparaison des caractéristiques topographiques des bassins versants jaugés

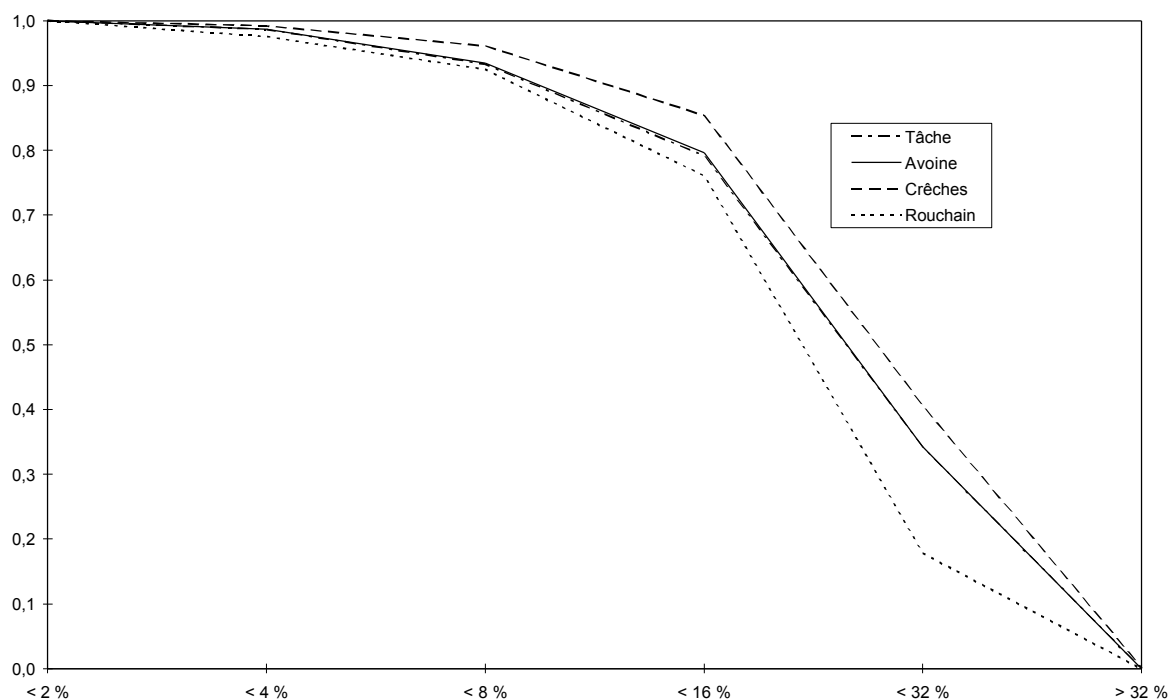


Figure 66 : fréquences cumulées des classes de pente

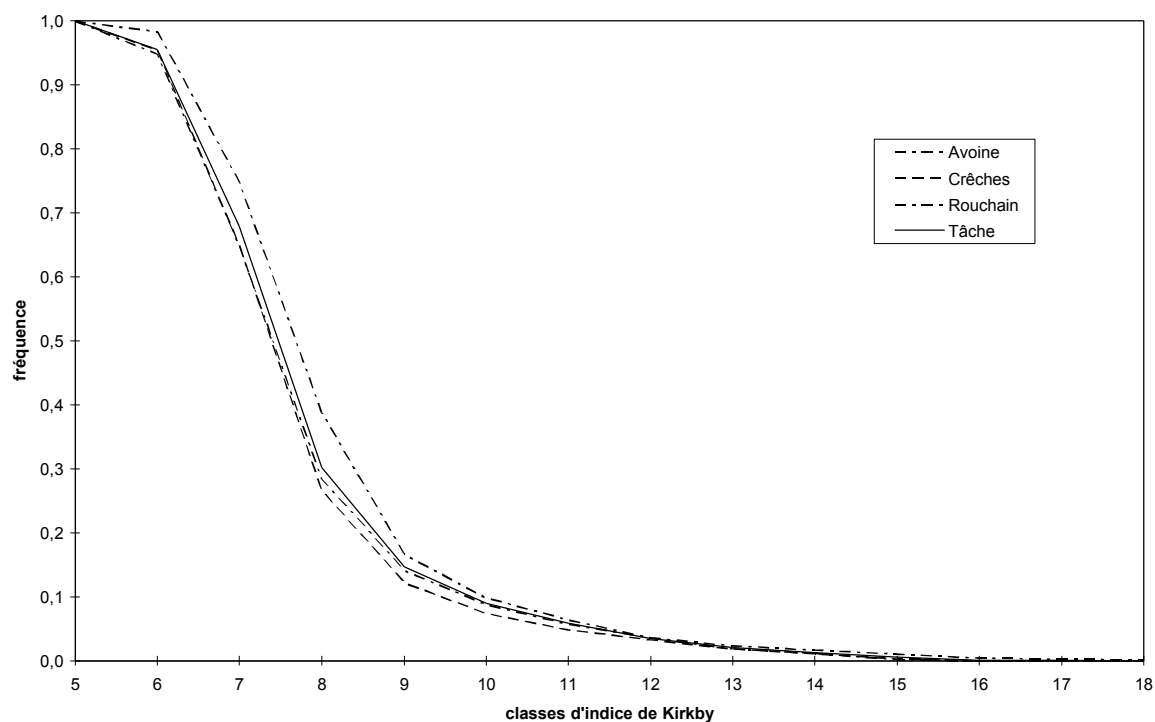


Figure 67 : fréquences cumulées de l'indice de Kirkby

Variation des ressources entre la montagne granitique et la plaine sédimentaire

L'analyse des débits journaliers de deux bassins versants proches du Renaison permet d'étudier les différences de comportement des cours d'eau entre la plaine sédimentaire et la montagne cristalline (mesures gracieusement fournies par la DIREN Rhône-Alpes).

L'Oudan est un cours d'eau jaugé dont le bassin versant est de 26,6 km² à l'amont du jaugeage, il s'écoule en plaine après avoir pris sa source sur la zone de coteaux. La géologie de ce bassin est formée d'alluvions assez bien développées reposant sur des sédiments argilo-sableux dans la partie aval et des sédiments plus sablo-graveleux à l'amont. Ce bassin est contigu à celui du Renaison vers le Nord.

La Teyssonne est jaugée en aval d'un bassin de 23 km². Ce bassin est en montagne granitique, son altitude, son type de végétation sont similaires aux 4 bassins étudiés précédemment (Rouchain, Tâche, Crèches et Avoine). Il est situé à 8 km au nord des barrages du Renaison.

Le **module spécifique interannuel de la Teyssonne équivaut au double de celui de l'Oudan**, 13,7 l/s/km² contre 6,7 l/s/km² (soit 1,19 mm/j contre 0,58 mm/j). Cependant, le graphique des lames d'eau écoulées de fréquence 10 % indique un comportement saisonnier différent entre les deux cours d'eau : la Teyssonne présente de plus forts débits spécifiques que l'Oudan sur la majeure partie de l'année, sauf en période d'étiage de juillet à novembre. Ce bassin versant de plaine, bien que soumis à un bilan annuel moindre, s'avère plus apte à soutenir les étiages que des bassins versants de montagne. La présence d'**alluvions** étendues, sur le bassin versant de l'Oudan, contenant des nappes aquifères est la cause la plus plausible pour expliquer ces différences de débits.

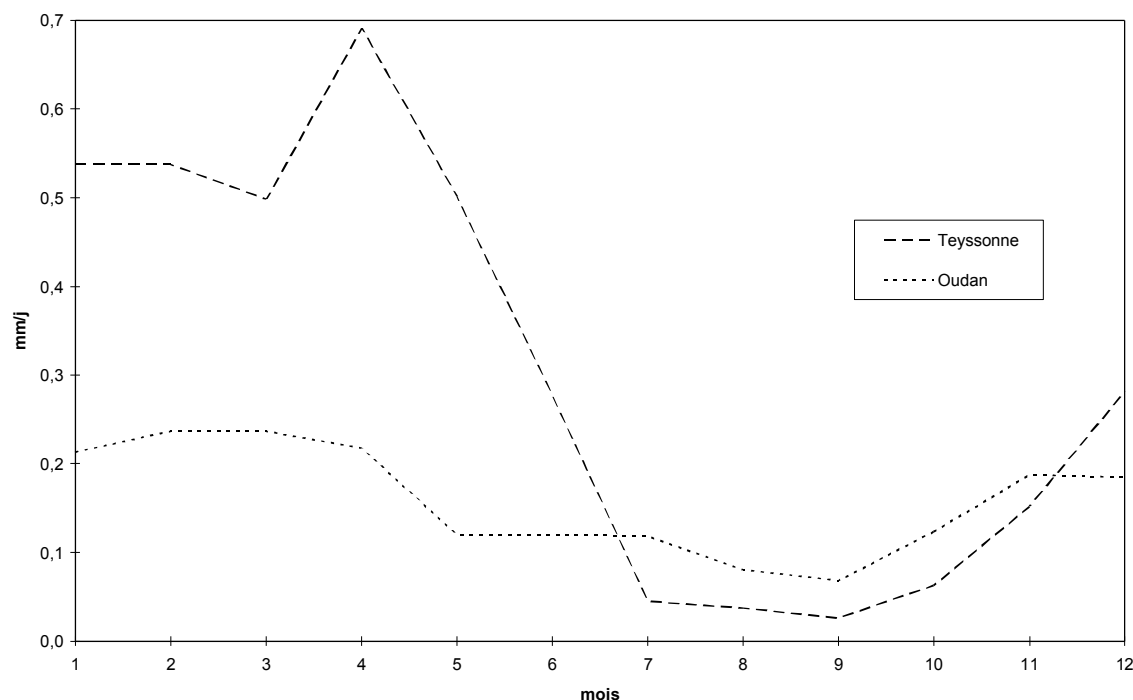


Figure 68 : débits de fréquence 10 % sur la Teyssonne et l'Oudan de 1985 à 1993 en mm/j

ANNEXE 10 : Simulation des écoulements avec le modèle global

GR3

Calage des paramètres

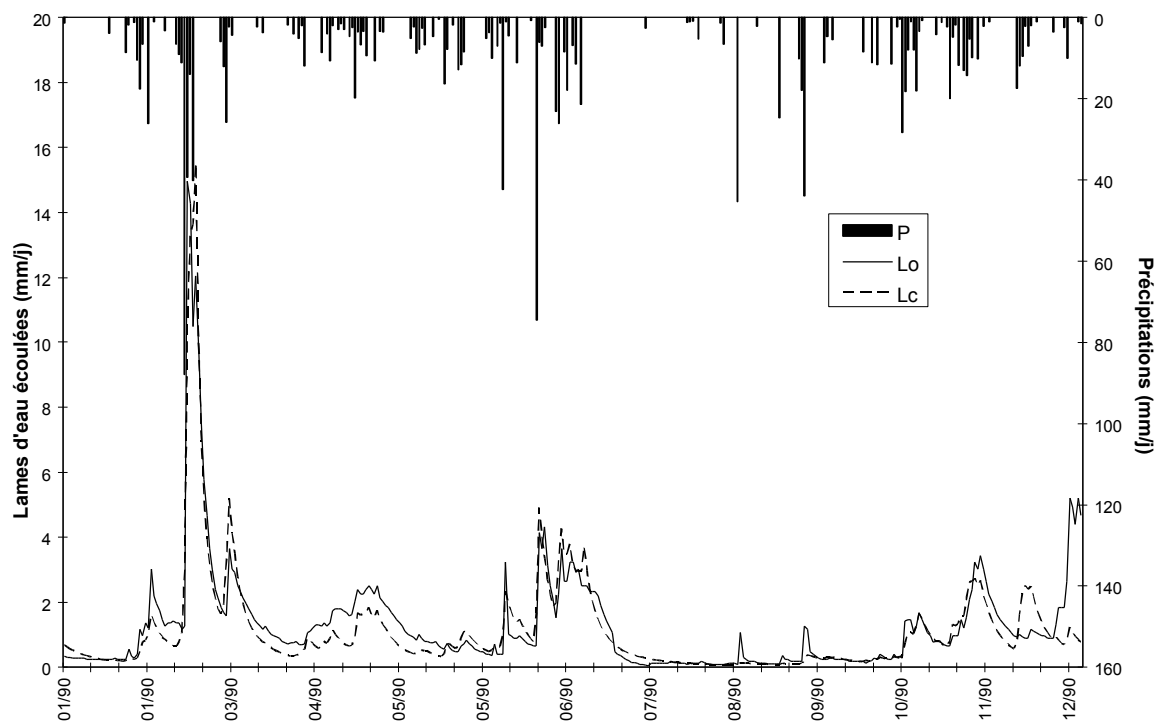


Figure 69 : Calage de GR3 sur la Tâche en 1990

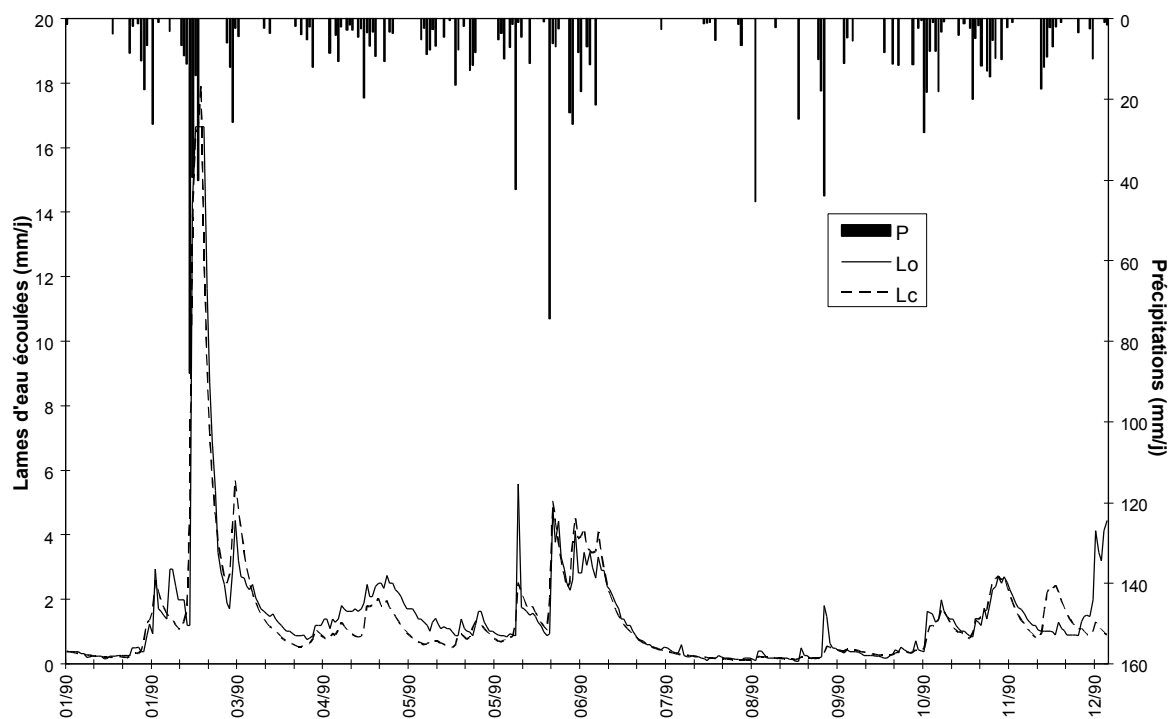


Figure 70 : Calage de GR3 sur l'Avoine en 1990

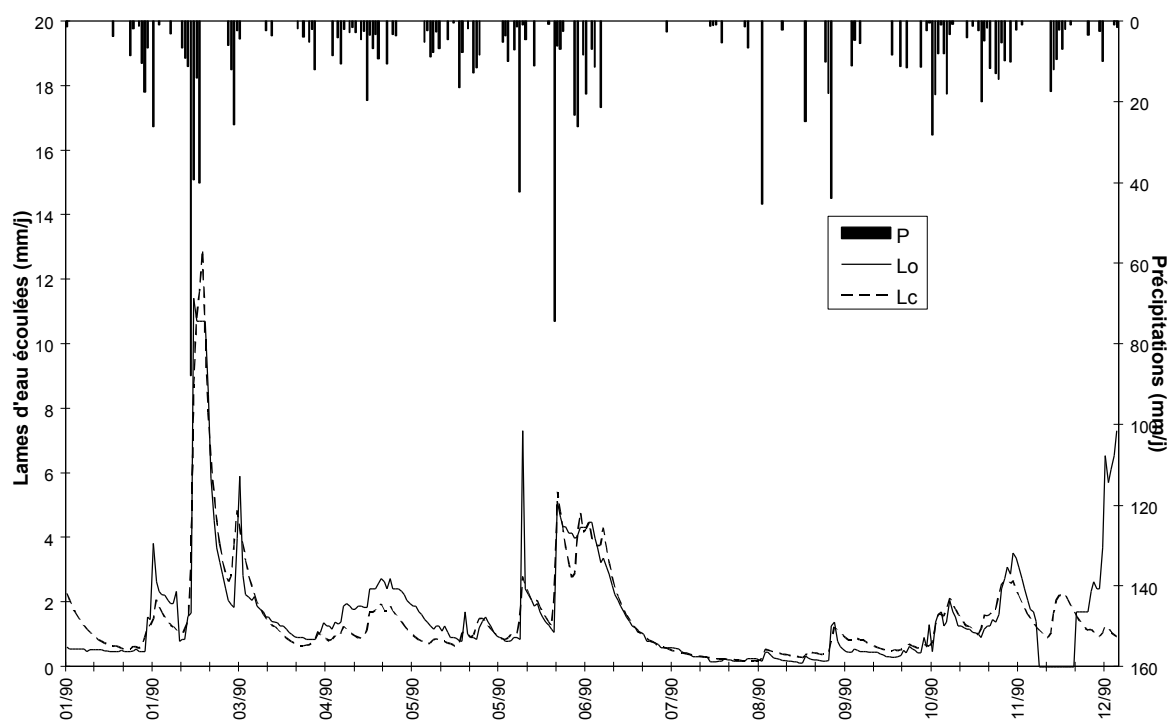


Figure 71 : Calage de GR3 sur les Crèches en 1990

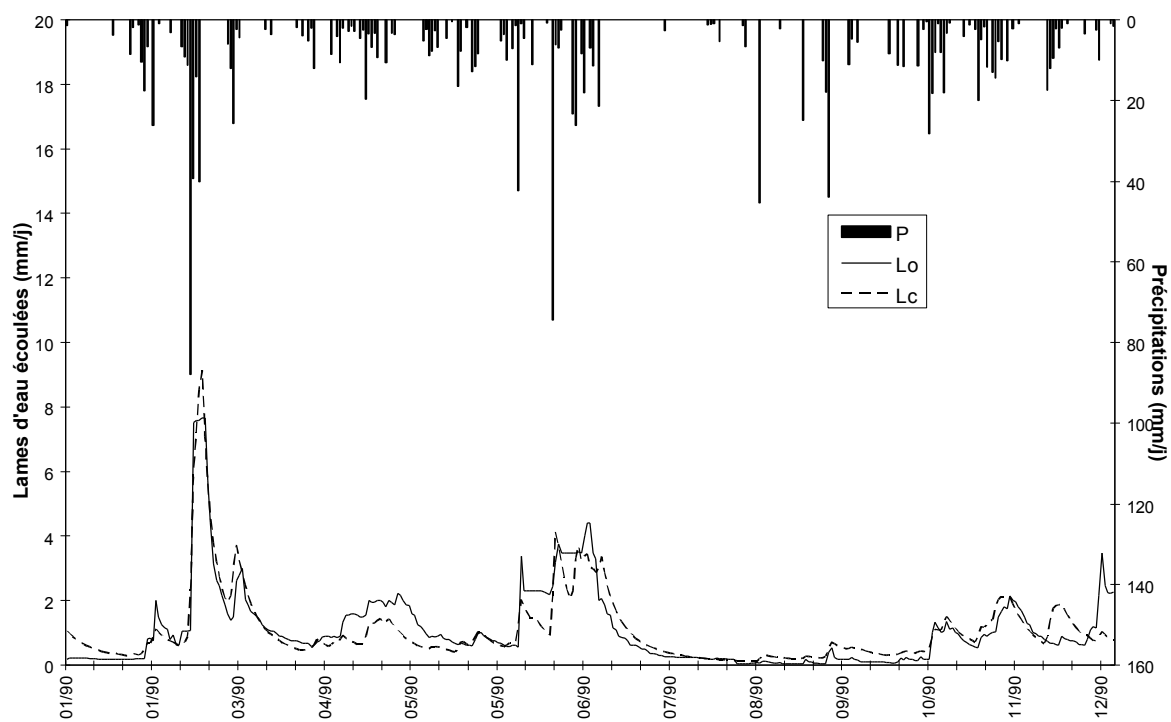


Figure 72 : Calage de GR3 sur le Rouchain en 1990

Validation sur l'année 1991

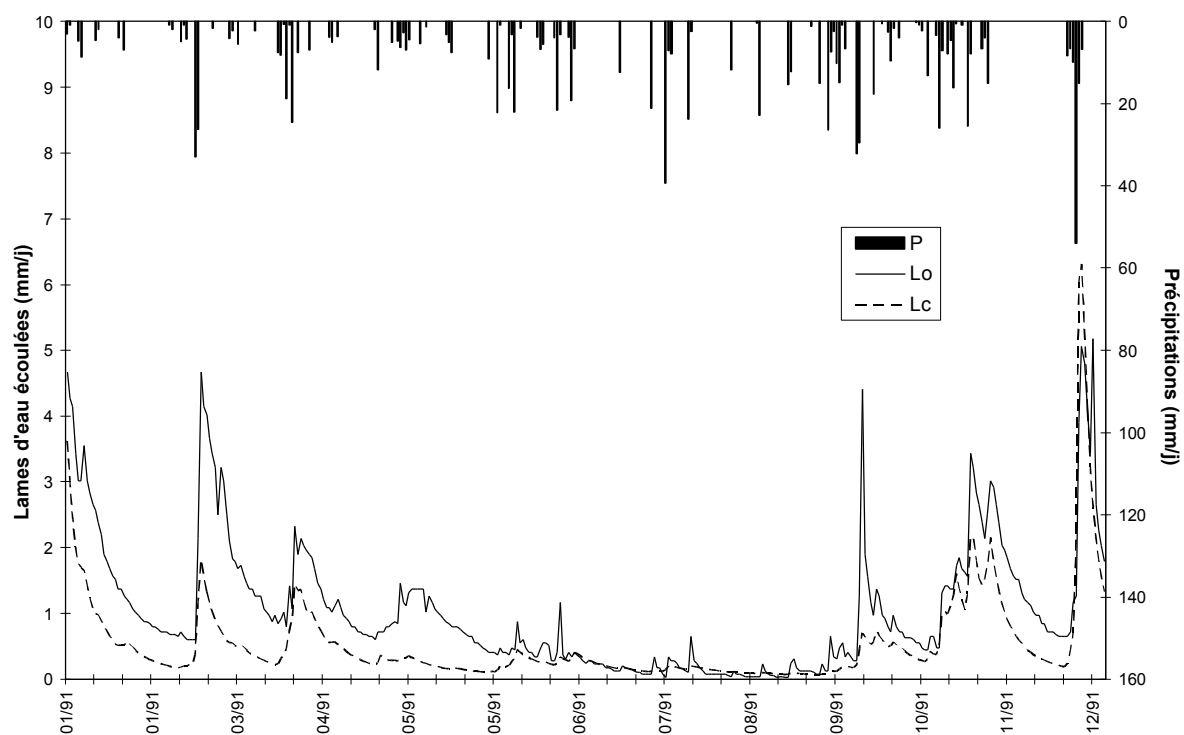


Figure 73 : Validation du calage de GR3 en 1990 sur la Tâche en 1991

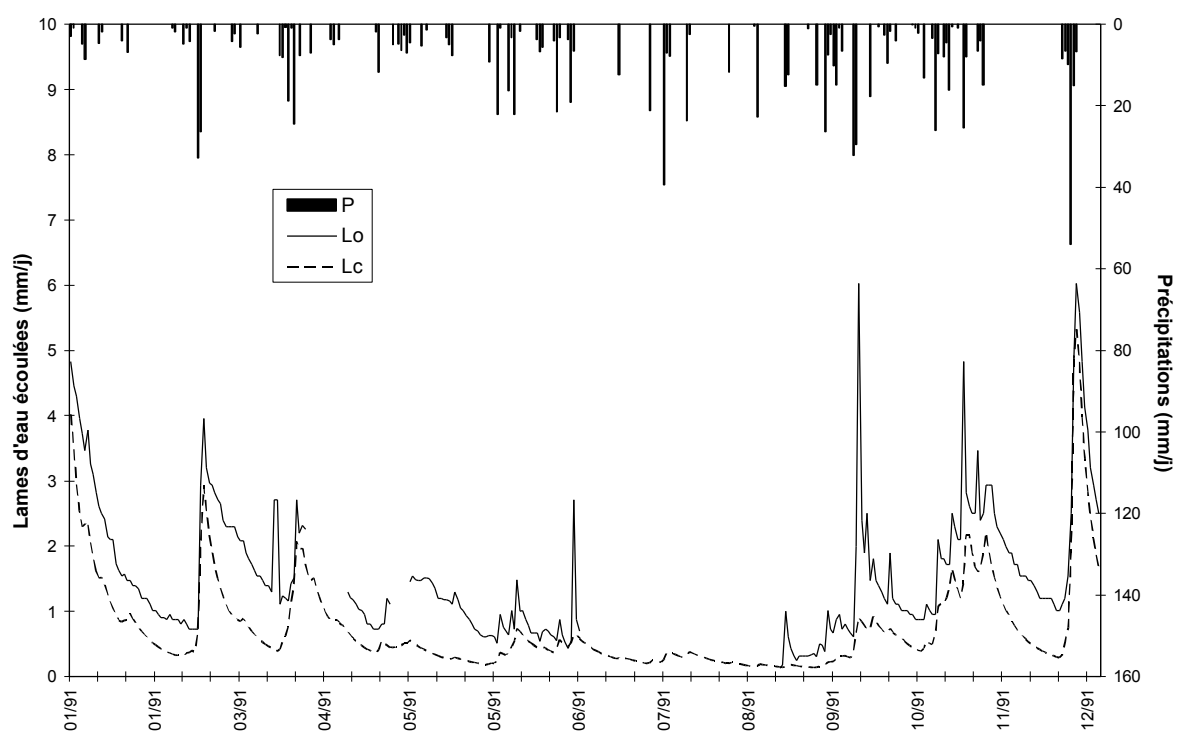


Figure 74 : Validation du calage de GR3 en 1990 sur l'Avoine en 1991

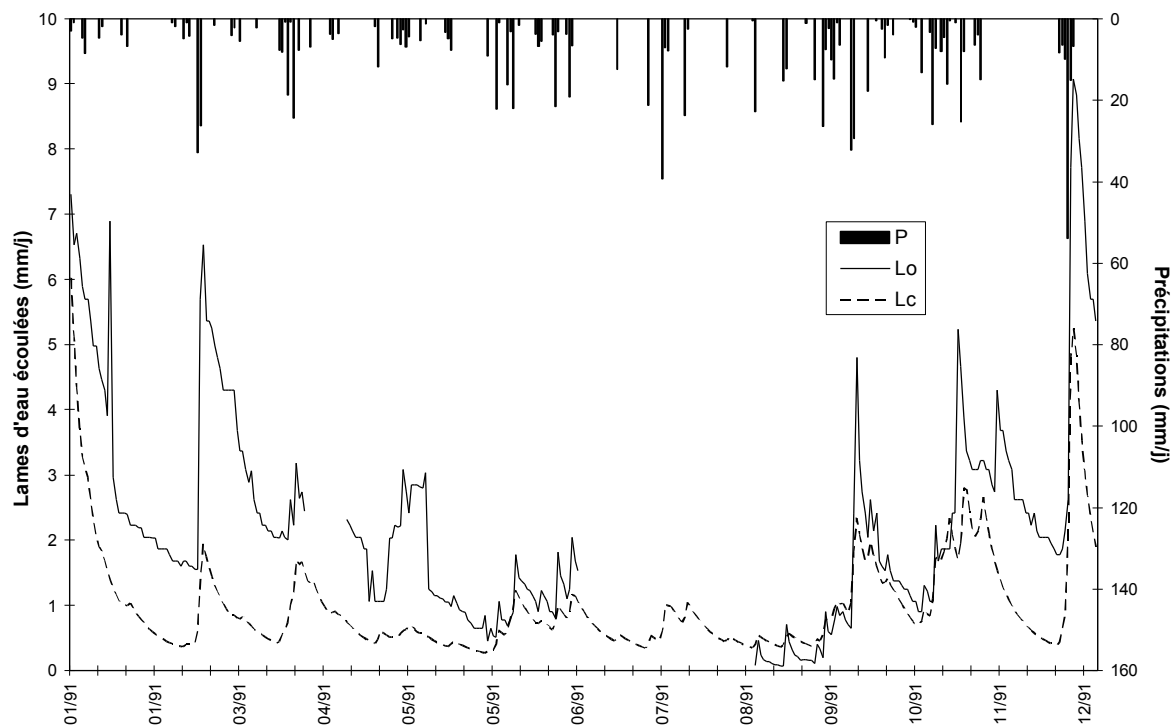


Figure 75 : Validation du calage de GR3 en 1990 sur les Crêches en 1991

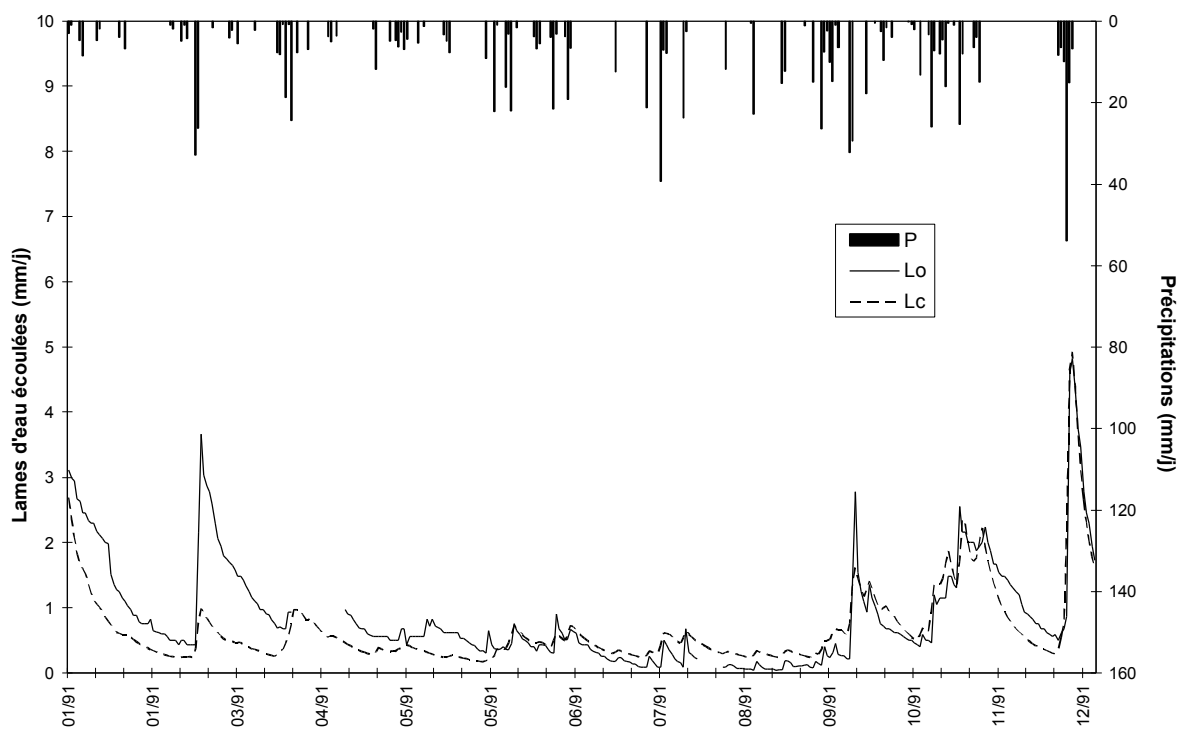


Figure 76 : Validation du calage de GR3 en 1990 sur le Rouchain en 1991

ANNEXE 11 : Simulation des écoulements avec le modèle semi-distribué TOPMODEL

Calage des paramètres

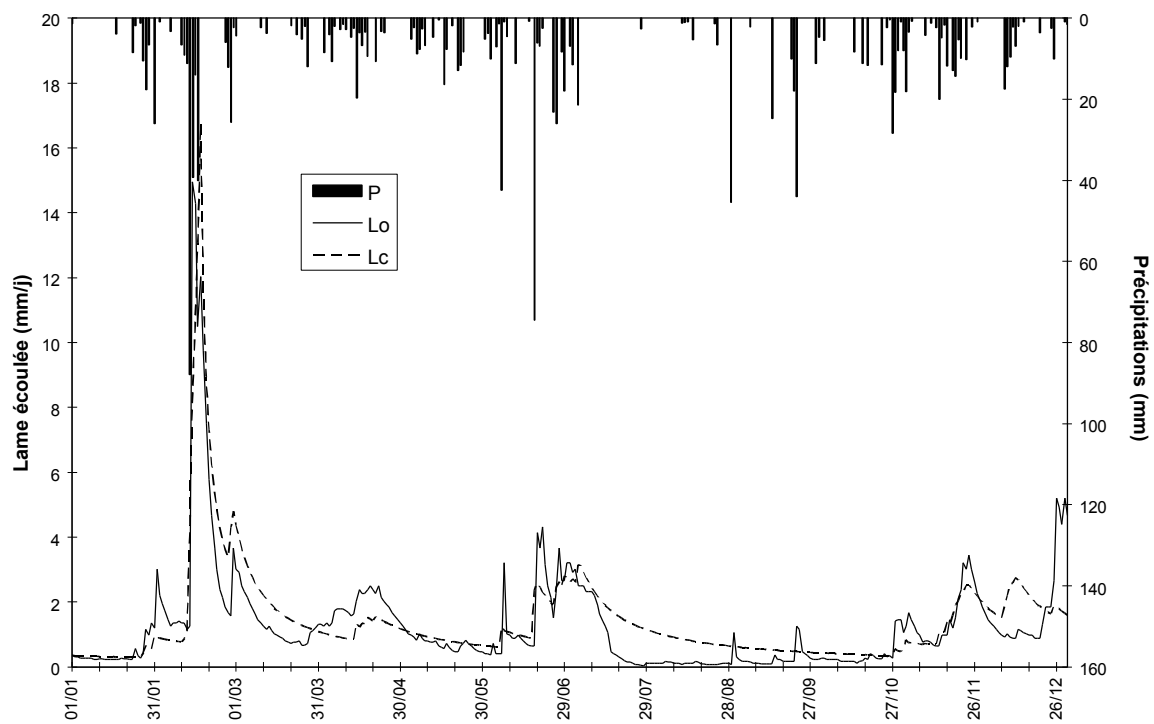


Figure 77 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur la Tâche en 1990

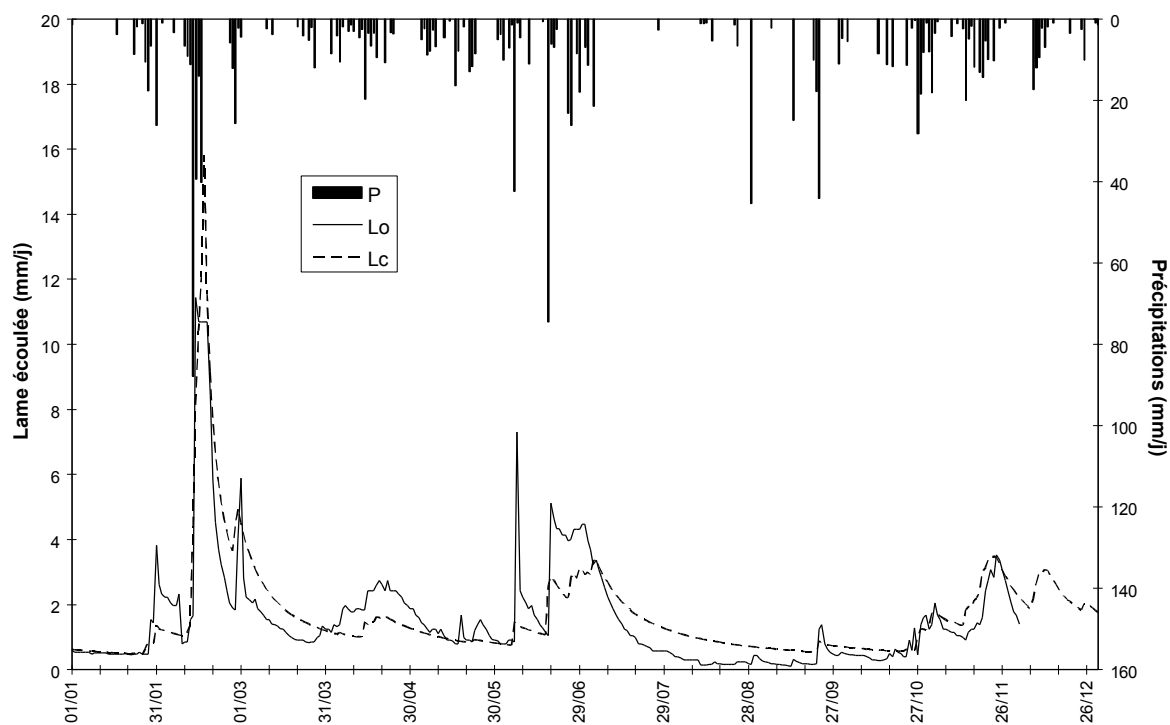


Figure 78 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur l'Avoine en 1990

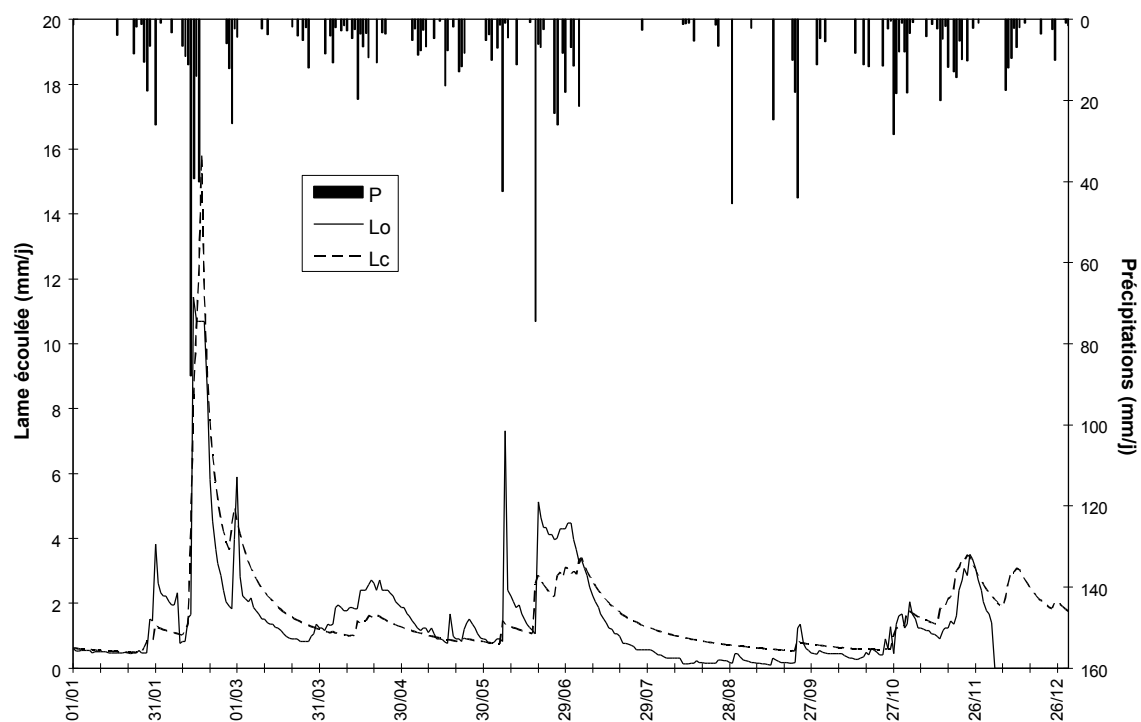


Figure 79 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur les Crèches en 1990

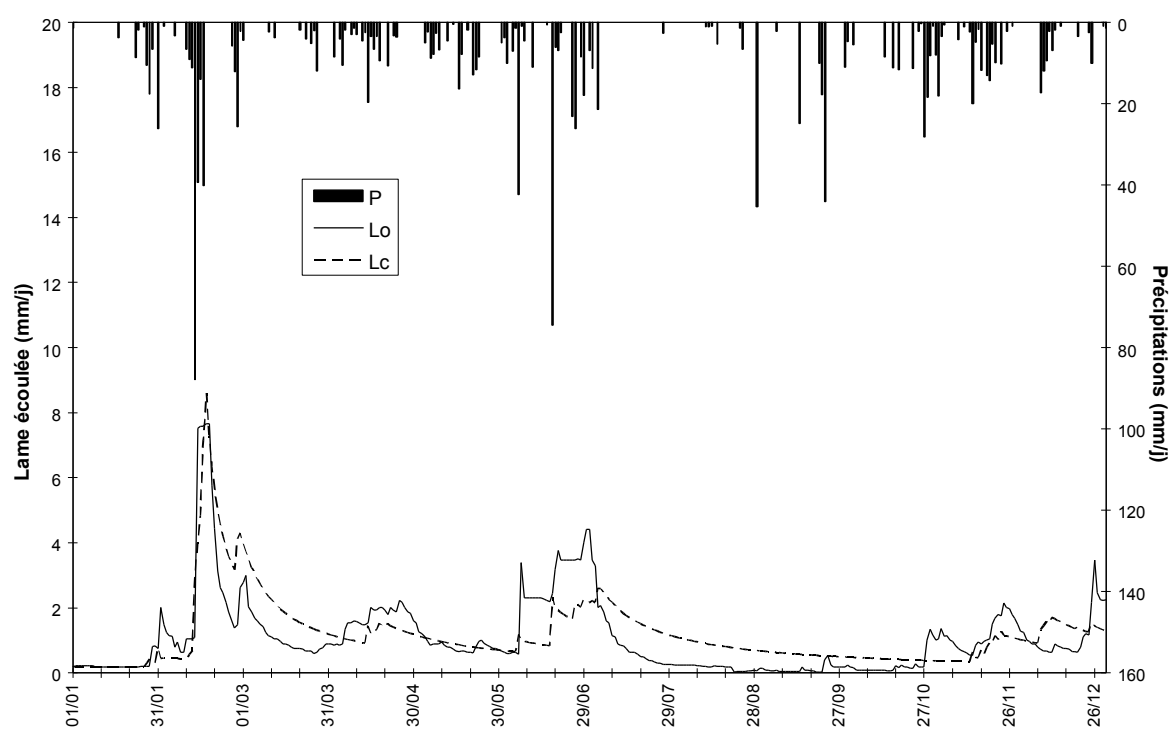


Figure 80 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur le Rouchain en 1990

Validation

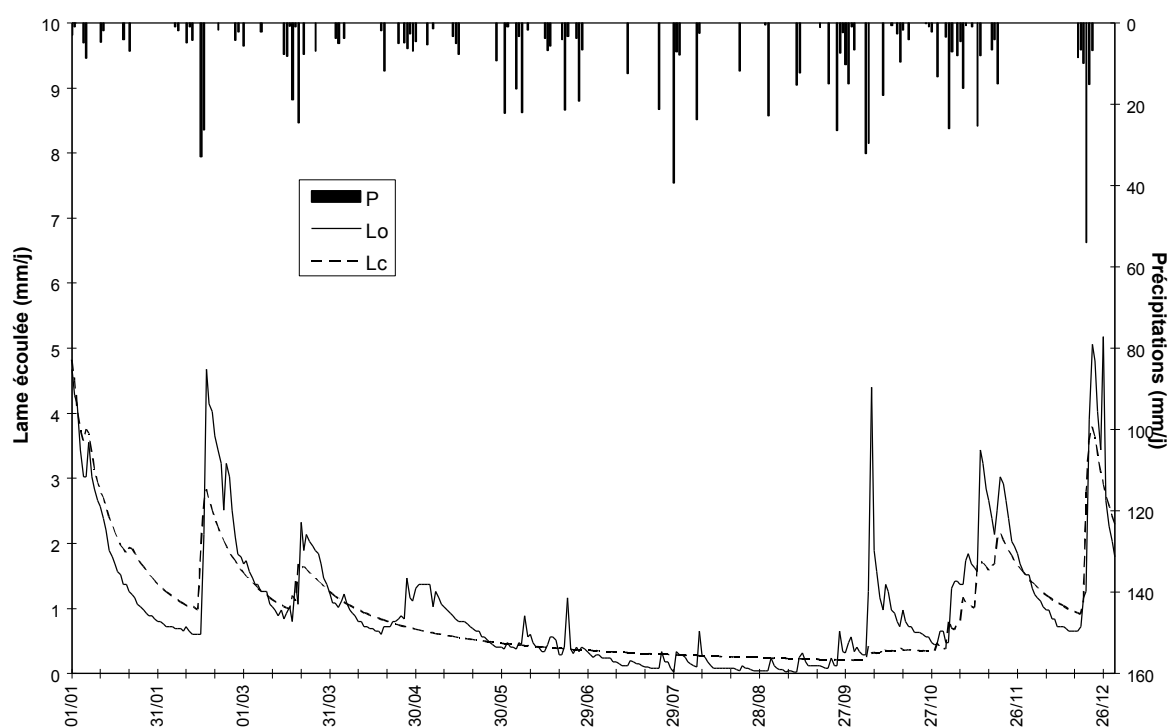


Figure 81 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur la Tâche en 1991 par calage en 1990

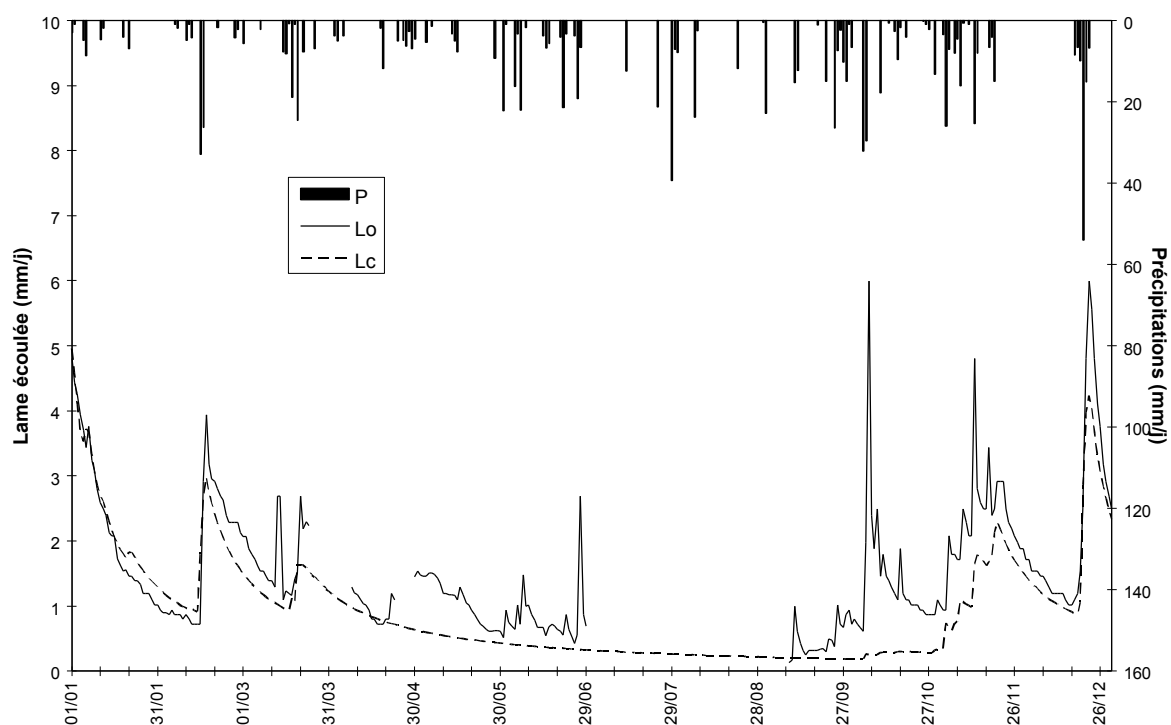


Figure 82 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur l'Avoine en 1991 par calage en 1990

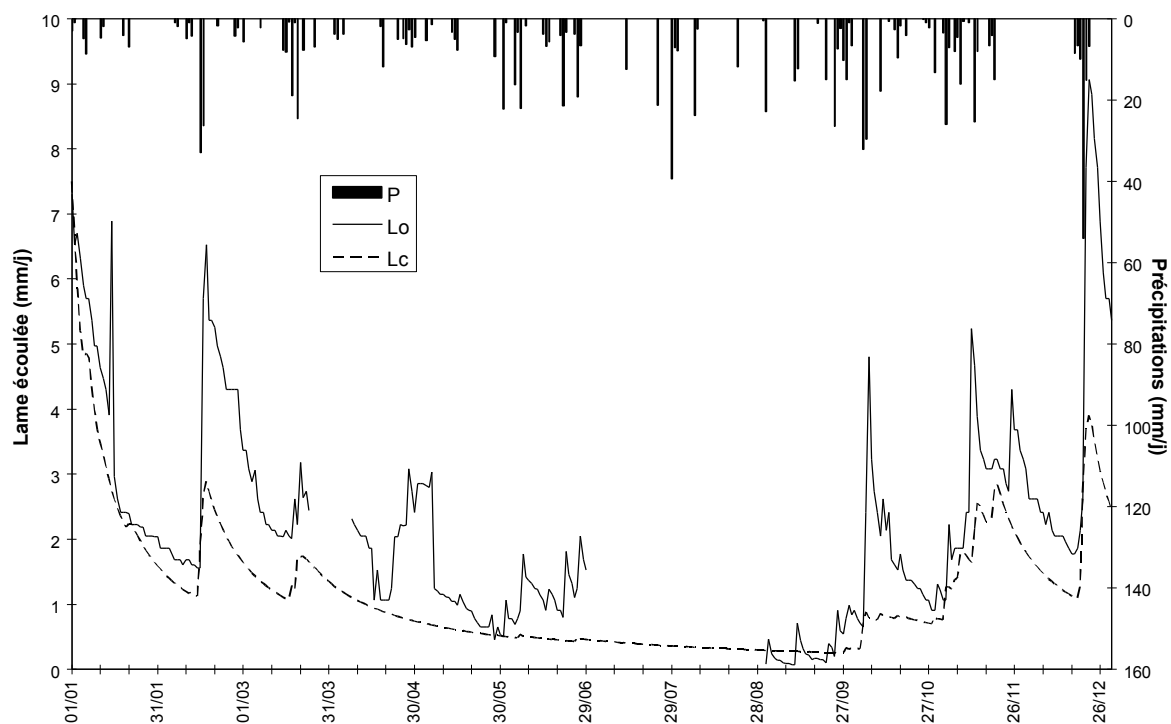


Figure 83 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur les Crèches en 1991
par calage en 1990

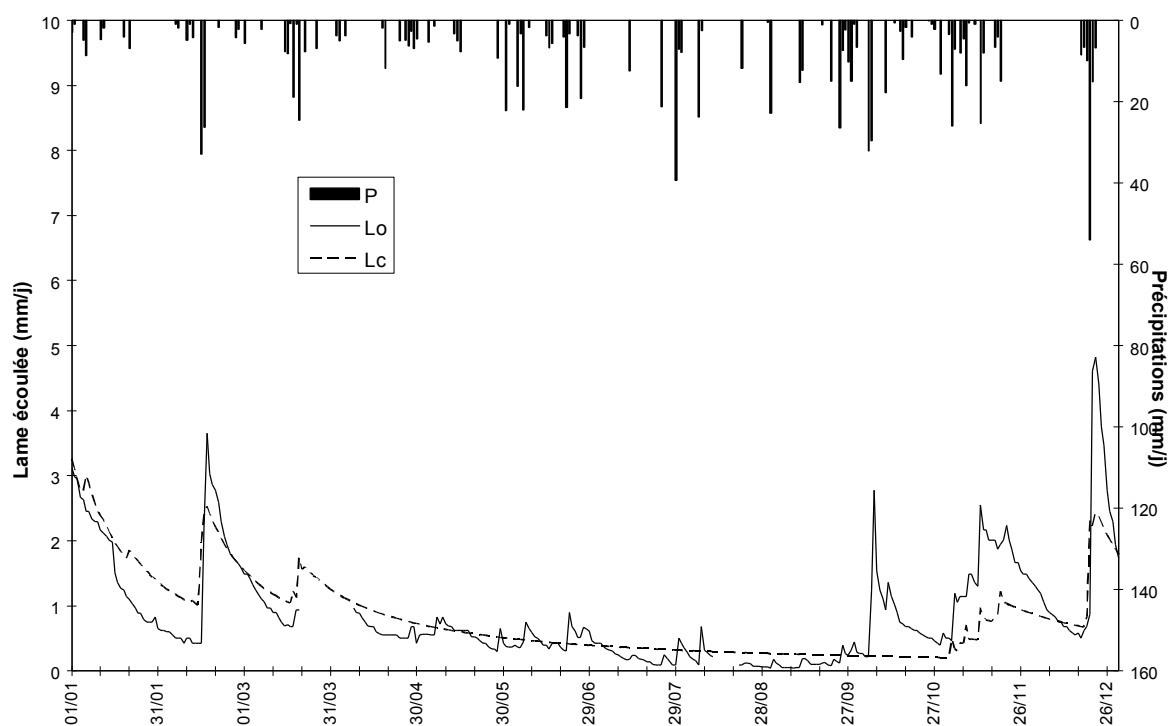


Figure 84 : simulation des lames d'eau écoulées avec TOPMODEL sur le Rouchain en 1991
par calage en 1990

ANNEXE 12 : Paramètres hydrogéologiques associés aux sols du

Renaion

type pédologique	texture	K couche sup. (m.s ⁻¹)	K couche inf. (m.s ⁻¹)	porosité efficace couche inf.
Chambon de rivière	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
Chambon de banquette alluviale	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
Chambon de basse terrasse	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
Varenne légère non caillouteuse (basse terrasse)	limon sableux	10 ⁻³	10 ⁻⁵	0,33
Varenne légère "type Renaion"	limon sableux	10 ⁻³	10 ⁻⁵	0,33
Varenne légère "type Renaion" à blocs	limon sableux	10 ⁻³	10 ⁻⁵	0,33
Varenne lourde typique de haute terrasse	argile limoneuse	10 ⁻⁵	10 ⁻⁷	0,27
Varenne lourde typique caillouteuse	argile limoneuse	10 ⁻⁵	10 ⁻⁷	0,27
Sol caillouteux acide lessivé sur cailloutis supérieurs	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
Varenne lourde atypique (planosol) sur géologie tertiaire	argile sableuse	10 ⁻⁵	10 ⁻⁷	0,27
idem	argile sableuse	10 ⁻⁵	10 ⁻⁷	0,27
Sols bruns hydromorphes	argile silteuse	10 ⁻⁷	10 ⁻⁷	0,27
idem de type granulo moins fin	argile sableuse	10 ⁻⁷	10 ⁻⁷	0,27
Sols colluviaux variés	limon argilo-sableux	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	0,33
Sols dérivant du socle : lithiques et gore	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
Sols bruns colluviaux roses, d'éboulis dérivant du socle	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
formations sup. arénitiques	sable limoneux	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,28
tourbières	argile	10 ⁻⁷	10 ⁻⁷	0,27
sols d'espaces verts urbains	limons	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,33

Perméabilité et porosité efficace en fonction de la texture du sol
(d'après [de Marsily, 1981] et [Rawls et Brakensiek, 1983])

ANNEXE 13 : Sensibilité de l'indice de Kirkby à la résolution du MNT sur les affluents du Renaison

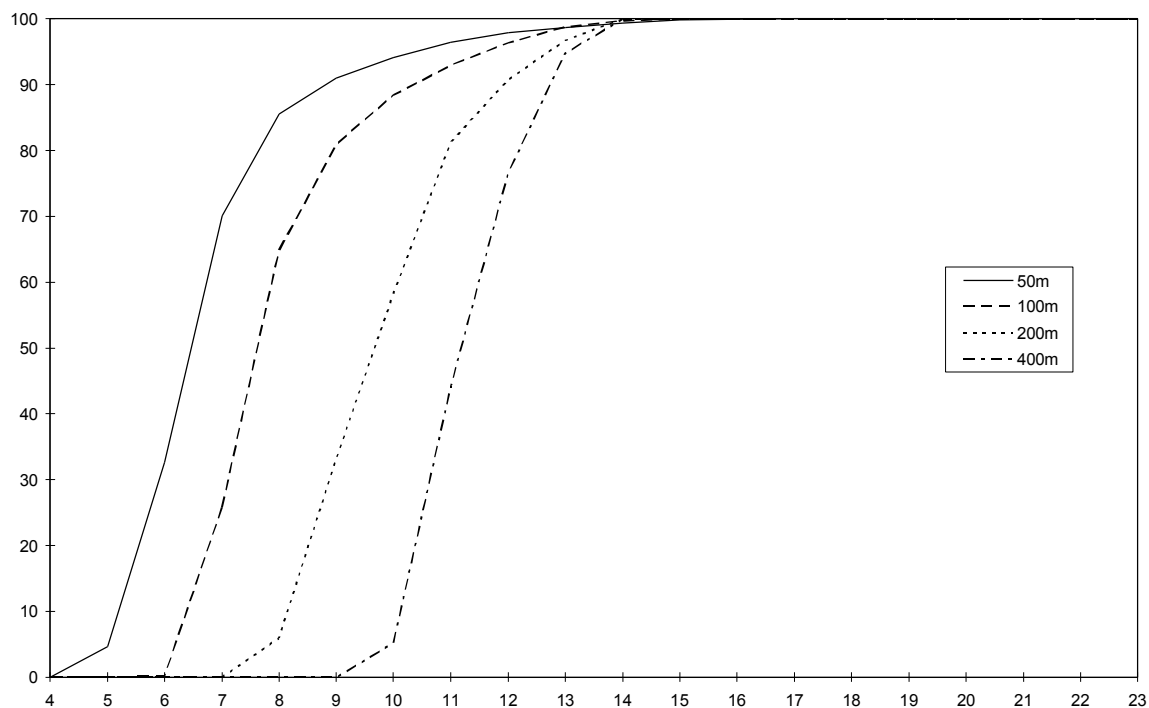


Figure 85 : fréquence cumulée de l'indice de Kirkby sur la Tâche et résolution spatiale

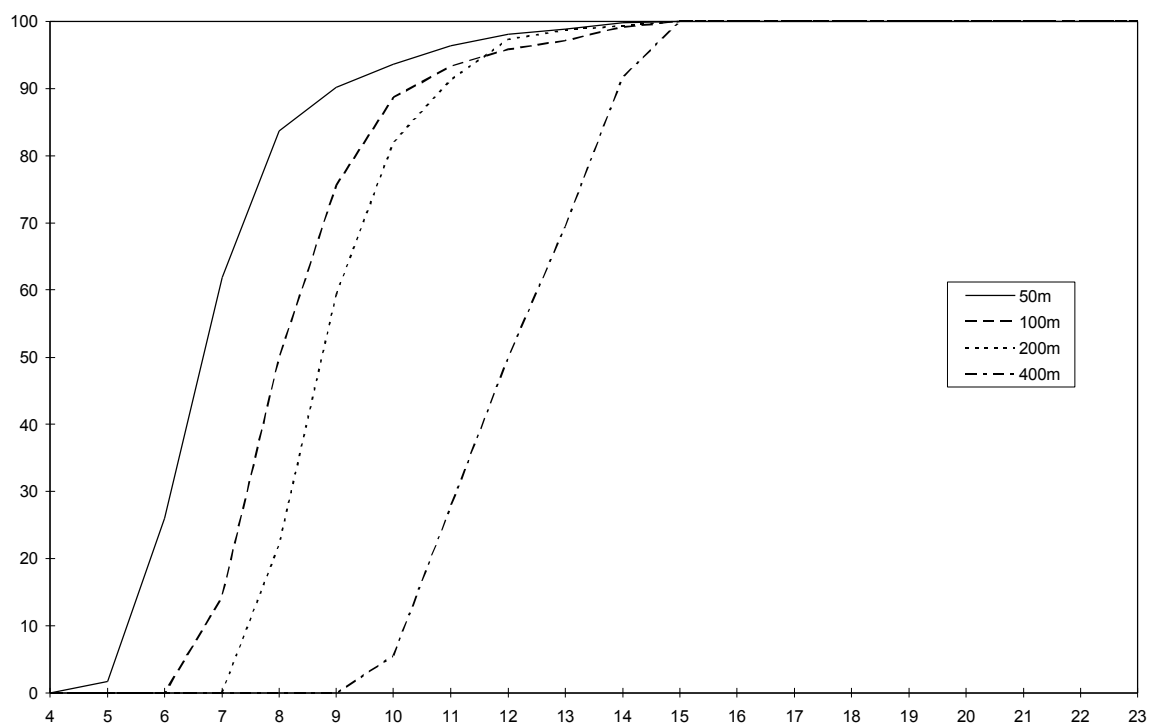


Figure 86 : fréquence cumulée de l'indice de Kirkby sur l'Avoine et résolution spatiale

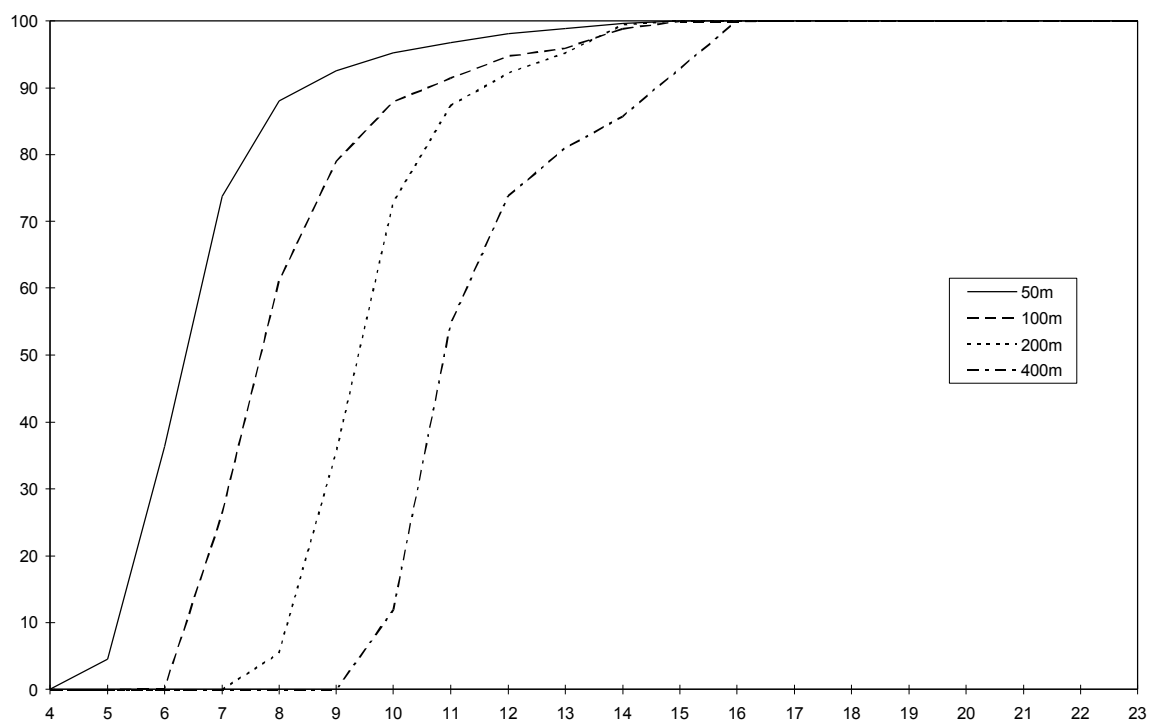


Figure 87 : fréquence cumulée de l'indice de Kirkby sur les Crèches et résolution spatiale

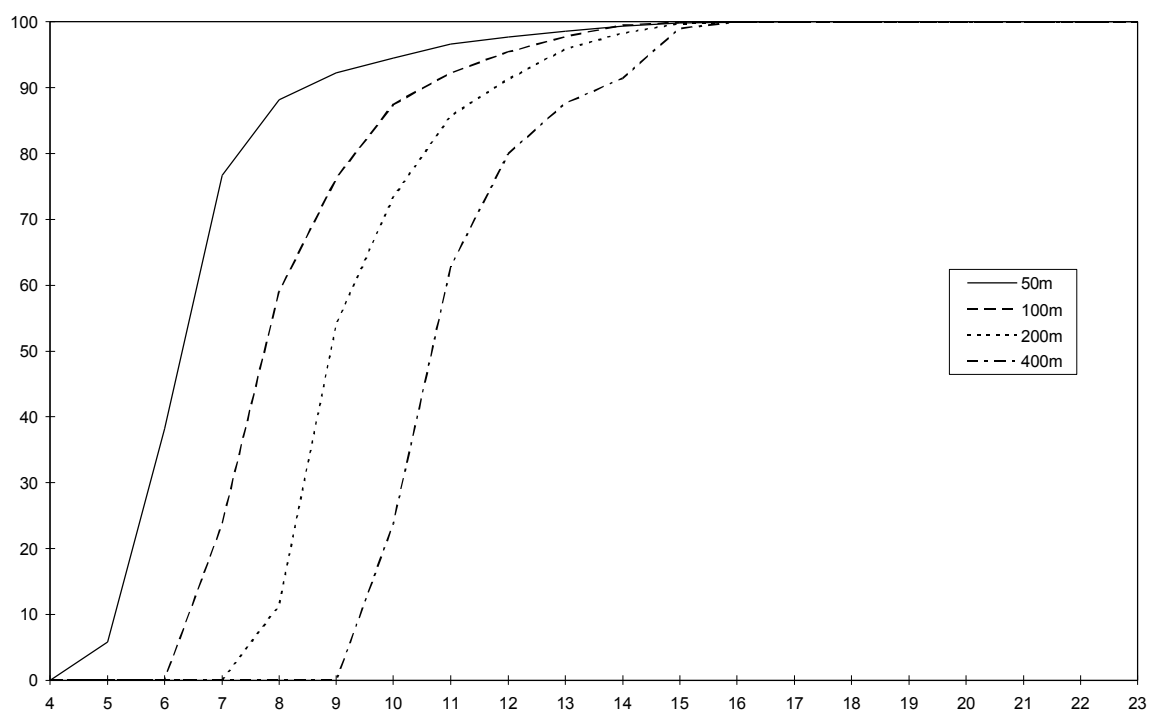


Figure 88 : fréquence cumulée de l'indice de Kirkby sur le Rouchain et résolution spatiale

ANNEXE 14 : Typologie des zones humides

La typologie des zones humides applicable aux SDAGE et aux SAGE a été élaborée par le groupe de travail « zones humides » du Ministère de l'Environnement en avril 1995 [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et al., 1995] :

types majeurs	typologie SDAGE	typologie SAGE
Fluviales	Zones humides des cours d'eau et bordures boisées	boisée (ripisylve, fourrés alluviaux)
	Plaines humides mixtes liées aux cours d'eau	herbacée (prairies inondables) palustre (roselière, cariçaie) végétation submergée
	Zones humides de montagne	marais d'altitude tourbières zones humides de bas fonds en tête de bassin
Lacustres	Régions d'étangs, bordures de lacs	boisée herbacée (roselières, prairies inondables) palustre (roselière, cariçaie) végétation submergée
Marais Marécages	Marais et landes humides de plaine	landes humides prairies tourbeuses
Zones humides ponctuelles	Zones humides liées à un plan d'eau ponctuel	petits lacs, mares...
	Prés salés continentaux	prés salés continentaux
Zones humides aménagées	Marais agricoles aménagés	rizières prairies amendées peupleraies
	Zones humides aménagées diverses	réservoirs - barrages carrières en eau lagunages

Tableau 37 : Typologie des zones humides d'eau douce

GLOSSAIRE

arc : figure graphique élémentaire utilisée pour représenter des figures linéaires. Un arc est formé de sommets liés par des segments de droite, les deux sommets à l'extrémité d'un arc sont nommées « noeuds ».

agrégation : passage d'une résolution de petite dimension (dite « fine ») à une résolution de plus grande dimension (dite « grossière »).

aire ou **zone** : ensemble de points contigus ou non partageant une valeur attributaire identique. Traduction anglaise : zone.

analyse focale : analyse spatiale basée sur les relations entre une position et son voisinage.

analyse aréale : analyse spatiale basée sur les relations entre une position et d'autres points compris dans une même aire.

analyse locale : analyse spatiale basée sur la ou les valeurs rencontrées en un point sur une ou plusieurs couches cartographiques.

attribut : nombre ou chaîne de caractères attachés à un objet graphique.

contiguïté : deux objets sont dits contigus lorsqu'ils sont en contact.

couche cartographique : version numérique d'une feuille cartographique décrivant un type d'élément cartographique. Traduction anglaise : layer.

digitalisation : encodage numérique d'éléments graphiques par saisie des coordonnées spatiales.

échelle : rapport entre la taille d'un objet cartographique et sa taille réelle. Traduction anglaise : scale.

exactitude : relation entre une mesure et la réalité qu'elle propose de représenter. Traduction anglaise : accuracy.

fusion cartographique : fonction d'analyse produisant un nouveau fichier graphique à partir de deux fichiers graphiques initiaux avec concaténation des données tabulaires associées. Ce terme est synonyme de recouvrement ou de superposition cartographique. Traduction anglaise : overlay.

item ou **champ** : information représentée par une colonne dans une table attributaire.

maille ou **pixel** : unité élémentaire de pavage de l'espace dans une couche cartographique en format raster.

pavage : discrétisation régulière de l'espace

polygone : figure graphique élémentaire représentant une surface sur une carte.

précision : degré de détail dans le stockage ou dans la manipulation de la mesure lors des calculs. Traduction anglaise : precision.

proximité : situation d'une chose qui est à peu de distance d'une autre.

raster : structure de données spatiales représentée par un semis régulier de points ou par un maillage rectangulaire régulier.

résolution : taille réelle du plus petit objet pouvant être discerné sur une carte. Traduction anglaise : resolution.

scannage : mode de saisie numérique de données en format raster grâce à un appareil nommé scanner.

surface : « représentation d'information géographique comme un ensemble de données continues dans lequel les éléments graphiques ne sont pas discrets : il existe un ensemble infini de valeurs entre deux points » [ESRI, 1992].

tache : ensemble de points contigus partageant une valeur attributaire identique. Traduction anglaise : patch.

topologie : relations spatiales entre éléments graphiques connexes ou contigus. La topologie ne tient pas compte de la position absolue des objets mais de leur position relative.

vecteur : structure de données spatiales représentée par un semis irrégulier de points, par des arcs, par des polygones irréguliers ou par un maillage triangulaire irrégulier.

zone tampon : aire définie par une distance par rapport à un point ou à un arc (pour un arc, le terme zone de garde est plus fréquemment employé. Traduction anglaise : buffer zone.

Logiciels utilisés

SIG :

ARC/INFO 7.0: Environmental Systems Research Institute (ESRI), Inc., 380 New York street, Redlands, California, USA. Distribué en France par ESRI France, Meudon.

ARC/VIEW 2.0 : idem.

GRASS 4.1 : Construction Engineering Research Laboratory, United States Army, PO Box 9005, Champaign, Illinois, USA.

Modèles hydrologiques :

GR3 intégré dans le système EMILE : Ensemble Modélisateur Intégré pour le calcul des Lames d'Eau. ORSTOM, Laboratoire d'Hydrologie, BP 5045, 34032 Montpellier Cedex 1.

TOPMODEL : version 94.03. Centre for Research on Environmental Systems and Statistics, Institute of Environmental and Biological Sciences. Lancaster University, Lancaster LA1 4YQ, United Kingdom. Email : K.Beven@LANCASTER.AC.UK