UNIVERSITÉ DU QUÉBEC INRS-Eau

APPROCHE GÉOMATIQUE POUR SIMULER L'ÉROSION HYDRIQUE ET LE TRANSPORT DES SÉDIMENTS À L'ÉCHELLE DES PETITS BASSINS VERSANTS AGRICOLES

Par MARC DUCHEMIN M. Sc. Environnement

Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae doctorat (Ph.D.) en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury examinateur interne et codirecteur de recherche

Examinateur externe

Examinateur externe

Examinateur interne et codirecteur de recherche

Directeur de recherche

Guy Morin INRS-Eau Université du Québec

Claude Bernard Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) MAPAQ

Ferdinand Bonn Département de Géographie et Télédétection Université de Sherbrooke

Robert Lagacé Département de génie rural Université Laval

Marius Lachance INRS-Eau Université du Québec

Thèse soutenue le 20 avril 2000

^o droits réservés de Marc Duchemin, 2000



AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Cette thèse se veut une contribution scientifique au vaste domaine de recherche portant sur l'érosion hydrique et le transport des sédiments. Ce projet de nature multidisciplinaire est présenté dans une optique de conservation de l'eau et du sol à l'échelle du bassin versant. Son originalité réside dans le développement et la composition d'une approche géomatique de simulation faisant intervenir l'utilisation conjointe d'un modèle hydrologique et d'un système d'information géographique. L'élaboration d'un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension contribue également à rehausser l'originalité de l'approche proposée. Celle-ci se veut simple et accessible tout en fournissant aux gestionnaires de l'environnement, un outil complémentaire d'évaluation de la pollution diffuse en milieu rural.

Mes premiers remerciements vont à mon directeur de thèse M. Marius Lachance ainsi qu'à mes co-directeurs, M. Guy Morin et M. Robert Lagacé pour leurs commentaires concernant les différents aspects de la modélisation hydrologique et de l'érosion hydrique des sols. Ma gratitude va également à M. Ferdinand Bonn et M. Claude Bernard, pour la révision des textes. Je tiens aussi à souligner la collaboration du personnel de la station expérimentale d'Agriculture Canada à Lennoxville qui m'ont permis l'accès au bassin versant sur lequel a été testé l'approche géomatique de simulation proposée dans cette thèse.

Un merci tout spécial va à l'équipe du Service de la documentation de l'INRS-Eau pour le professionnalisme et l'efficacité démontrés dans la recherche des articles scientifiques et des documents reliés au sujet de ma thèse ainsi qu'aux confrères et consoeurs de travail qui ont contribué, d'une façon personnelle, à soutenir ma motivation.

Finalement je ne pourrais passer sous silence le soutien inconditionnel de mes parents, qui m'ont toujours encouragé à poursuivre mes études, et ce, malgré les différents soucis matériels et financiers auxquels j'ai eu à faire face au cours de ces dernières années.

Marc Duchemin Sainte-Foy avril 2000

<u>t</u>: 6 (S

RÉSUMÉ

L'érosion hydrique est un phénomène naturel qui peut s'aggraver sous l'action combinée de conditions climatiques et anthropiques particulières. L'importance de cette forme de pollution diffuse est souvent mesurée par les quantités de sédiments exportés à l'exutoire des bassins versants. De façon générale, l'érosion hydrique dépendra de l'importance et de la fréquence des agents d'érosion (pluie et ruissellement), des types de sols, de la topographie et de l'occupation du territoire. L'utilisation des modèles mathématiques permet de tenir compte de ces paramètres.

Plusieurs travaux effectués sur l'érosion et le transport des sédiments portent sur des parcelles ou des champs. Des efforts restent cependant à être déployés en ce qui concerne les études de modélisation à l'échelle des bassins versants compte tenu des masses d'informations hétérogènes qu'il faut alors manipuler. L'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à l'échelle d'un bassin versant demande donc d'investir dans des études de simulation qui tiennent davantage compte de la dimension spatiale et temporelle. Pour effectuer ces études, on se doit de quantifier le mouvement de l'eau et des sédiments à travers le bassin versant. Une telle investigation nécessite le développement d'une approche analytique multidisciplinaire qui vise à simuler la production et le cheminement de l'eau (débit et ruissellement) et des sédiments (érosion et solides en suspension) de l'amont vers l'aval d'un bassin versant. Cette procédure exige l'emploi d'outils d'analyse de plus en plus sophistiqués. Le recours aux modèles hydrologiques à distribution spatiale et aux systèmes d'information géographique (SIG) est alors de mise. Par l'utilisation conjointe de ces outils, il devient possible d'analyser une grande quantité de données susceptibles de définir l'environnement physique d'un bassin versant.

L'objectif principal de ce projet de recherche consiste à développer et appliquer une approche géomatique de simulation qui vise à évaluer, dans le temps et l'espace, l'impact du climat et de l'occupation du territoire sur l'érosion hydrique et le transport des sédiments vers l'exutoire d'un petit bassin versant agricole. Elle rend également possible l'identification des secteurs du bassin versant les plus touchés par le problème d'érosion/sédimentation et où un effort local d'évaluation et d'intervention pourrait éventuellement être porté afin de réduire les pertes de sols.

Un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension (MODÉROSS) a été développé et couplé au modèle hydrologique CEQUEAU. Le modèle MODÉROSS a été construit à partir d'algorithmes provenant de différents modèles d'érosion hydrique déjà existants. Le produit final de ce couplage (progiciel CEQÉROSS) simule la production et le transfert de l'eau et des sédiments, de l'amont vers l'aval d'un bassin versant. Un effort a été prodigué afin d'automatiser l'acquisition et la gestion des données utiles au fonctionnement de CEQÉROSS. Les macro-commandes du système d'information géographique IDRISI ainsi que son système de gestion de données ont été largement utilisés à cette fin.

Les principales étapes de la démarche géomatique de simulation sont : segmentation du bassin versant en unités spatiales de calcul relativement homogènes (*i.e.* USC); détermination des caractéristiques climatiques, hydrologiques, topographiques, pédologiques et d'occupation du territoire des USC; définition du réseau de drainage; évaluation de la production de sédiments au sol et en rivière; estimation de la capacité de transport de l'écoulement; estimation de la charge et de la concentration des solides en suspension et transfert des sédiments vers l'aval du bassin versant. Les calculs s'effectuent au niveau de l'USC et de la journée. La procédure proposée nécessite le calage de paramètres de façon à reproduire le mieux possible les débits, les charges et les concentrations de solides en suspension mesurées quotidiennement.

La démarche méthodologique proposée a été appliquée sur un petit bassin versant agricole de 78 ha localisé à Lennoxville, dans la région de Sherbrooke, au Québec (Canada). Les valeurs calculées (i.e simulation) des débits, des concentrations et des charges solides en suspension ont été comparées, graphiquement et statistiquement, aux valeurs mesurées (*i.e.* observation) à l'exutoire du bassin versant au cours des années hydrologiques d'octobre 1991 à septembre 1992 (période de calage) et d'octobre 1992 à septembre 1993 (période de validation). L'examen des hydrogrammes et des sédimentogrammes journaliers pour ces périodes révèle un excellent ajustement des débits et des charges solides simulés et observés. La comparaison des concentrations journalières de solides en suspension observées et simulées montre cependant des écarts considérables dûs à la grande variabilité naturelle du transport sédimentaire à l'échelle des petits bassins versants. Ces écarts sont toutefois réduits si on ramène la comparaison à une échelle temporelle (*i.e.* mensuelle, annuelle) mieux adaptée au contexte d'une gestion de la pollution diffuse à l'échelle des bassins versants agricoles.

L'approche géomatique de simulation proposée dans cette thèse peut donc être utilisée pour évaluer l'impact du climat et de l'occupation du territoire sur l'érosion hydrique et le transport de solides en suspension d'un petit bassin versant. Localement, cette approche permet de cibler les secteurs d'un bassin versant les plus touchés par ces phénomènes et où une intervention à court ou moyen terme peut s'avérer adéquate pour réduire les problèmes de pollution diffuse. De plus, le modèle d'érosion hydrique et de transport de solides en suspension développé dans le cadre de ce projet reproduit convenablement le comportement saisonnier de l'érosion hydrique et du transport sédimentaire à l'embouchure du bassin versant étudié. Finalement, nous croyons que cette approche s'inscrit favorablement à l'intérieur d'un ensemble d'outils d'analyses destinés à gérer globalement les ressources eau et sol à l'échelle des petits bassins versants ruraux.

TABLE DES MATIÈRES

AVAN	PROPOS ET REMERCIEMENTS	iii
RÉSUI	É	v
LISTE	DES FIGURES	xi
LISTE	DES TABLEAUX	xv
1	INTRODUCTION 1.1 Contexte 1.2 Problématique 1.3 Objectifs de recherche	1 1 1 4
2	 ÉROSION HYDRIQUE ET QUALITÉ DE L'EAU 2.1 Formes et processus de l'érosion hydrique 2.1.1 Action combinée de la pluie et du ruissellement 2.1.2 Capacité de transport 2.1.3 Sélectivité et enrichissement 2.1.4 Apport sédimentaire 2.1.5 Taux d'érosion 2.2 Érosion accélérée d'origine anthropique 2.2.1 Érosion hydrique en milieu agricole 2.2.2 Conséquences environnementales 	5 8 9 9 10 10 11 11 13
3	 ÉVALUATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE ET DU TRANSPORT DES SÉDIMEN 3.1 La modélisation mathématique 3.2 Les modèles classiques 3.2.1 Constats concernant les courbes d'apport sédimentaire 3.2.2 Constats concernant l'Équation universelle de perte de sol (USLE) et les indices d'apport sédimentaire 3.3 Modèles informatiques spécialisés d'érosion hydrique et de pollution diffus 	TS 17 17 18 19 20
	 3.3.1 Constats concernant les modèles RUSLE, WEPP et EUROSEM . 3.3.2 Constats concernant les modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB 3.4 Utilisation des modèles hydrologiques et des systèmes d'inform géographique (SIG) 3.5 Situation au Québec	21 23 25 nation 27 30 30 32
4	L'APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE PROPOSÉE 4.1 Présentation de l'approche proposée 4.2 Le système d'information géographique IDRISI 4.2.1 Composantes d'IDRISI 4.2.2 Applications d'IDRISI au domaine de l'érosion	39 39 42 42 44

4.3	Le modèle hydrologique CEQUEAU	45 45
	4.3.1 La composante hydrologique	40 50
	4.3.1.1 Calage du modele CEQUEAU	50
	4.3.1.2 Applications du modele CEQUEAU	52
	4.3.2 La composante des solides en suspension	52
	4.3.3 Modifications apponees a CEQUEAU	53
4.4	Les objectifs specifiques de programmation	53
4.5		54
	4.5.1 Caracteristiques generales	54
	4.5.1.1 Localisation	54
	4,5,1.2 Géologie et climatologie	57
	4.5.2 Données disponibles et periode d'étude	29
4.6	Les analyses statistiques	60
	4.6.1 Analyses de performance de CEQEROSS	60
	4.6.1.1 Critères de performance	60
	4.6.1.2 Propagation d'erreurs	02
	4.6.2 Analyse de sensibilité du modèle MODEROSS	03
	4.6.3 Variabilité spatiale et temporelle de l'érosion/sedimentation	00
	4.6.4 Représentations graphiques	70
		71
LEM	ODELE MODEROSS	71
5.1	Processus et concepts de MODEROSS	76
5.2	Les composantes de MODEROSS	76
	5.2.1 Les facteurs de l'erosion hydrique des sois	70
	5.2.1.1 Le facteur d'érosivite (R)	00
	5.2.1.2 Le facteur d'erodabilite (K)	404
	5.2.1.3 Le facteur topographique (LS)	101
	5.2.1.4 Le facteur de la vegetation (C)	100
	5.2.1.5 Le facteur du controle de l'erosion (P)	447
	5.2.2 Production des sediments au sol et en rivière	117
	5.2.2.1 Production de sediments au sol	447
	5.2.2.2 La capacité de transport	422
	5.2.2.3 Production de sediments en fiviere	122
	5.2.2.4 Le transport des sédiments en rivière	123
	5.2.3 Calcul de la concentration des solides en suspension	120
5.3	Paramètres et constantes de MODEROSS	120
		131
	KUGIUIEL UEWEKUSS	131
6.1	Integration du modele MODEROSS au modele hydrologique OEQUERUS.	131
6.2	Flux d'informations entre iDRISI, CEQUEAU et MODEROSS	133
6.3		135
	6.3.1 Les ticniers des données non-preparees	136
	6.3.2 Les programmes de preparation des données	130
	6.3.3 Le programme de simulation CEQEROSS	140
• •		140
6.4	Installation et utilisation de CEQERUSS	UTU
		141
		141
1.1	Acquisition et preparation des données	141
	7.1.1 Donnees provenant a etudes a etosion	1-4.1

	7.1.2 Données ponctuelles	143
	7.1.2.1 La météorologie	147
	7.1.2.2 Les débits	147
	7.1.2.3 Les concentrations de solides en suspension	150
	7.1.2.4 Les charges de solides en suspension	150
	7.1.3 Données spatiales	153
	7.1.3.1 Délimitation de la région d'étude	154
	7.1.3.2 La topographie	155
	7.1.3.3 La pédologie	155
	7.1.3.4 L'occupation du territoire	160
	7.1.3.5 Découpage du bassin versant en carreaux	166
	7.1.3.6 Extraction des données physiographiques	169
	7.1.3.7 Extraction des données d'érosion et de gestion agricole	170
	7.1.3.8 Examen de la variabilité des données spatiales	172
	7.1.4 Préparation des fichiers pour la simulation	180
	7.2 Simulation avec CEQÉROSS	180
	7.2.1 Calage et validation de CEQUEAU et MODÉROSS	180
	7.2.2 Aiustement des paramètres de calage	181
	7.2.3 Les fichiers et les graphiques des résultats des simulations	186
	7.2.4 Performance de calage et de validation de CEQUEAU	194
	7.2.5 Performance de calage et de validation de MODÉROSS	197
	7.3 Analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS	206
	7.3.1 Paramètres et variables analysés	206
	7.3.2 Résultats de l'analyse de sensibilité portant sur l'érosion annuelle	
	au sol	208
	7.3.3 Résultats de l'analyse de sensibilité portant sur la charge totale	
	annuelle à l'exutoire	212
	7.4 Variation spatiale et temporelle de l'érosion et de la sédimentation	213
	7.4.1 Variation des taux d'érosion brute au sol	214
	7.4.2 Variation de l'érosion au sol selon la topographie, les sols et l'activit	é
	agricole	216
	7.5 Comparaison avec d'autres études d'érosion effectuées à Lennoxville	225
8	SYNTHÈSE ET CONCLUSION	237
5		
9	BIBLIOGRAPHIE	241
	a	
	(F A · Les modèles hydrologiques et les systèmes d'information géographique	275
	A1 · Les modèles hydrologiques	277
	A2 : Les systèmes d'information déographique	280
	(F R · Modèles classiques	285
	B1 : Les courbes d'apport sédimentaire (sediment rating curve)	287
	B2 · L'Équation universelle de nerte de sol (USEF)	289
	B3 · Itilisation d'un indice d'apport sédimentaire	291
ANNE	(E C · Modèlee d'érosion hydrique et de nollution diffuse	295
	C1 · L'équation universelle de nerte de sol révisée (RLISEF)	297
	C2 · Le modèle d'érosion WEPP	302
	C3 · Le modèle d'érosion FUROSEM	307
	C4 Les modèles de pollution diffuse AGNPS ANSWERS et SWRRR	311
	OT LUS INVADIOS NO PORTION ANIMOVINICA OF A MARTERIO OT OTTALINA TETTETINA	



LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Caractéristiques de l'érosion hydrique 6 Figure 2.2 : Érosion en nappe et par rigole 7 Figure 2.3 : Érosion des berges et transport des sédiments en rivière 7 Figure 2.4 : Érosion hydrique et qualité de l'eau en milieu agricole 14 Figure 2.5 : Préjudices environnementaux attribuables à l'érosion/sédimentation 16 Figure 3.1 : Stratégies de couplage entre un modèle de simulation et un SIG 29 Figure 4.1 : Composition de l'approche géomatique de simulation 40 Figure 4.2 : Structure modulaire du système d'information géographique IDRISI 43 Figure 4.3 : Subdivision d'un bassin versant en carreaux entiers et partiels selon CEQUEAU 46
Figure 4.4 : Schémas de la fonction (A) de production et (B) de transfert du modèle CEQUEAU
Figure 4.5 : Localisation de Lennoxville au sud de la province de Québec, Canada 55 Figure 4.6 : Localisation du bassin versant à l'intérieur des limites de la station de recherches d'Agriculure Canada à Lennoxville
Figure 4.7 : Normales climatiques (1961 - 1990) à la station météorologique d'Environnement Canada à Lennoxville
Figure 4.8 : Schéma illustrant l'autocorrélation spatiale positive, négative et nulle d'un espace matriciel hypothétique
Figure 5.1 : Processus et concepts impliqués dans le modèle d'érosion MODÉROSS 72
Figure 5.2 : Structure du modèle d'érosion MODÉROSS
Figure 5.3 : Érosivité des précipitations journalières sans considérer le ruissellement 83
Figure 5.4 : Erosivité des précipitations journalières en considérant le ruissellement 86
Figure 5.5 : Codes de structure et de perméabilité pour le calcul de l'érodabilité
d'érodabilité
Figure 5.7 : Facteurs topographiques de longueur (L) et d'inclinaison (S) de la pente 104
Figure 5.8 : Codification de la direction de l'écoulement de surface
Figure 5.9 : Détermination du facteur de la couverture foliaire à partir de la hauteur de la plante
et de la fraction du sol couvert par le feuillage
Figure 5.10 : Détermination du facteur de la couverture de résidus à partir de la rugosité du sol
et de la fraction du sol couvert par les residus
Figure 5.11 : Relation entre la capacité de transport au sol, la nauteur de la lame d'eau et le
Figure 6.1 : Flux de donnees entre IDRISI, CEQUEAU et MODEROSS
Figure 6.2 : Agencement des tichiers pour une simulation avec CEQEROSS
Figure 7.4. Vuo córioppe cócréférencée du bassin versant de Lennovville
Figure 7.2 : Comptéristiques climatiques à Leppoyuille pour les mois d'actobre 1091 à sentembre
1003
Figure 7.3 : Débits movens journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de
Lennoxville (1991 - 1993)
Figure 7.4 : Concentrations movennes journalières et mensuelles de solides en suspension
observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993) 151

Figure 7.5 : Charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant
de Lennoxville (1991 - 1993) 152
Figure 7.6 : Distribution des pentes sur le bassin versant de Lennoxvine
Figure 7.7 : Répartition des series de sols sur le bassin versant de Lennoxville 150
Figure 7.8 : Distribution des séries de sols selon les classes de pentes sur le bassin versant de
Elevera 7.9 : Occupation du territoire sur le bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993) 161
Figure 7.4. Dropation du bassin versant de Lappovville occupée par les différentes cultures
rigure 7.10: Proportion du bassin versant de Lennoxville occupee par les dificientes outdrois
(1991 - 1993) 102
Figure 7.11 : Gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville (1991 - 1995) 104
Figure 7.12 : Subdivisions du bassin versant de Lennoxville en carreaux de ; A: 1 na (100 m par
100 m), B: 0,25 ha (50 m par 50 m) et C: 0,065 ha (25 m par 25 m) 100
Figure 7.13 : Trajet d'écoulement des eaux de surface sur le bassin versant de Lennoxville
(carreaux de 50 m)
Figure 7.14 : Comparaison des caractéristiques topographiques sur le bassin versant de
Lennoxville pour différentes résolutions d'images.
Figure 7.15 : Comparaison de la répartition des directions d'écoulement de surface sur le bassin
versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images
Figure 7.16 : Comparaison de la répartition de l'érodabilité annuelle moyenne sur le bassin
versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images
Figure 7.17 : Comparaison de la répartition des systèmes de gestion agricole sur le bassin
versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images
Elgure 7 18 · Relation entre le débit moven journalier et le débit maximum journalier sur le bassin
Versant de Lennovville nour la nériode d'octobre 1991 à sentembre 1993
Eigure 7.49 : Comparaison entre les débits les concentrations et les charges movennes
changée et simulée sur le bassin versant de Lennovville nour la nériode 1991 à 1993
Ubserves et sindles sur le bassin versant de Lennoxvine pour la periode noer à 187
Eigure 7.20 : Comparaison entre les débits movens journaliers et mensuels observés à l'exutoire
rigure 7.20; Comparaison entre les debits moyens journaliers et mensuels observes à rocation entre de
du bassin versant de Lennozville et sindles par le modele OEQOEAO (ponodo do
Calage)
Figure 7.21 : Comparaison entre les debits moyens journaliers et mensuels observes à rexuloire
du bassin versant de Lennoxville et simules par le modele CEQUEAU (periode de
validation).
Figure 7.22 : Comparaison entre les concentrations moyennes journalieres et mensuelles
observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulees par le modele
MODEROSS (période de calage) 190
Figure 7.23 : Comparaison entre les concentrations moyennes journalières et mensuelles
observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle
MODÉROSS (période de validation) 191
Figure 7.24 : Comparaison entre les charges totales journalières et mensuelles observées à
l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle MODÉROSS
(période de calage)
Figure 7.25 : Comparaison entre les charges totales journalières et mensuelles observées à
l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle MODÉROSS
(période de validation) 193
Figure 7.26 : Variation temporelle des erreurs de simulation des débits moyens journaliers et
mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993). 196

Figure	7.27 : Variation temporelle des erreurs de simulation des concentrations moyennes journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993)
Figure	7.28 : Variation temporelle des erreurs de simulation des charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993). 203
Figure	7.29 : Comparaison entre les charges solides cumulées observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées pendant la période d'octobre 1991 à septembre 1993.
Figure	7.30 : Résultats de l'analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS pour la période d'octobre 1991 à septembre 1992 sur le bassin versant de Lennoxville
Figure	7.31 : Variation spatiale du taux d'érosion brute au sol sur le bassin versant de Lennoxville
Figure	7.32 : Taux d'érosion moyen au sol par classes de pentes sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993
Figure	7.33 : Taux d'érosion moyen par séries de sols sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993
Figure	7.34 : Taux d'érosion moyen par système de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993
Figure	7.35 : Variation mensuelle du taux moyen d'érosion au sol sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991-1993 en fonction de la topographie, de la pédologie et de l'utilisation du sol
Figure	7.36 : Comparaison entre l'évolution du taux de recouvrement au sol, de l'indice de végétation NDVI et du facteur de végétation C pour des cultures de maïs, d'orge et de pâturage sur le bassin versant de Lennoxville
Figure	7.37 : Comparaison entre les simulations du taux d'érosion brute au sol effectuées avec GAMES et CEQÉROSS pour l'été 1992 sur le bassin versant de Lennoxville 232
Figure	7.38 : Bilan sédimentaire (1963-1996) sur le bassin versant de Lennoxville obtenu par la méthode du Césium-137
Figure	7.39 : Bilan sédimentaire (1991-1993) sur le bassin versant de Lennoxville obtenu par simulation avec CÉQÉROSS

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Modèles simulant l'érosion hydrique et le transport des sédiments 22
Tableau 3.2 : Études portant sur la modélisation de l'érosion hydrique et du transport des
sédiments au Québec
Tableau 4.1 : Paramètres et constantes du modèle CEQUEAU 48
Tableau 4.2 : Liste des paramètres de calage de CEQUEAU 51
Tableau 5.1: Modèles et concepts ayant inspirés la construction de MODÉROSS.
Tableau 5.2 : Valeurs de l'exposant b pour le calcul de l'érosivité pluviale (équation 5.2) 80
Tableau 5.3 : Valeurs du coefficient a pour le calcul de l'érosivité pluviale (équation 5.2) 80
Tableau 5.4 : Valeurs des coefficients saisonniers af et ac pour quelques stations du Québec
Tableau 5.5 : Érodabilité annuelle moyenne pour quelques sols agricoles du Québec. 93
Tableau 5.6 : Érosivité annuelle moyenne pour quelques stations du Québec. 98
Tableau 5.7 : Durée moyenne de la période sans gel pour quelques stations du Québec 99
Tableau 5.8 : Tableau des valeurs périodiques du facteur C pour le Québec. 107
Tableau 5.9 : Valeurs du facteur C pour les cultures de maïs et de céréales au Québec. 108
Tableau 5.10 : Caractéristiques des opérations agricoles 112
Tableau 5.11 : Caractéristiques des plantes 112
Tableau 5.12 : Facteur du contrôle de l'érosion (P) 116
Tableau 5.13 : Paramètres et constantes du modèle MODÉROSS 129
Tableau 7.1: Variation saisonnière et annuelle du climat, des débits et des solides en suspension
sur le bassin versant de Lennoxville au cours de la période 1991-1993 146
Tableau 7.2 : Fichiers de départ nécessaires pour exécuter les macro-commandes IDCEQ.IML
et IDEROS.IML du SIG IDRISI 154
Tableau 7.3 : Érodabilité annuelle moyenne des séries de sols du bassin versant de Lennoxville
Tableau 7.4 : Informations utilisées pour construire le fichier de données agricoles (.GES) 165
Tableau 7.5 : Valeurs finales des paramètres de calage de CEQUEAU ajustées pour le bassin
versant de Lennoxville (carreaux de 0,25 ha)
Tableau 7.6 : Valeurs finales des paramètres de calage de MODEROSS ajustées pour le bassin
versant de Lennoxville (carreaux de 0,25 ha)
Tableau 7.7 : Parametres impliques dans l'analyse de sensibilité de MODEROSS 207
Tableau 7.8 : Resume de l'analyse de sensibilite du modele MODEROSS
Tableau 7.9 : Comparaison entre les simulations effectuées avec AGNPS et CEQEROSS pour
revenement diuvieux du 13 juillet 1992 sur le dassin versant de LennoxVIIIe 230



1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Nos ressources en eau sont constamment affectées par un ensemble d'activités humaines qui modifient leur répartition à la surface du sol en raison d'interventions avec le milieu naturel. Ces interventions altèrent le ruissellement de surface et sa migration vers les cours d'eau. Lorsque l'exposition du sol est accrue par l'utilisation que l'on en fait, il s'en suit généralement une détérioration des ressources édaphiques et hydriques. Le sol constitue alors une interface qui conditionne la qualité de l'eau. Les questions reliées à la qualité de l'eau sont donc étroitement reliées à celles de la dégradation des sols [Côté et Bernard 1993]. Cette dégradation se présente comme un épuisement de la capacité de production des terres agricoles. Ce problème de dégradation, qui constitue un phénomène dynamique répandu à l'échelle de la planète, apparaît sous l'influence combinée de conditions climatiques particulières et de mauvaises gestions du sol [Coote *et al.* 1982; Tabi *et al.* 1990; Wicherek et Laverdière 1993].

1.2 Problématique

Parmi les formes connues de dégradation des sols, l'érosion hydrique est certes la plus manifeste, sinon la plus spectaculaire [Conseil des sciences du Canada 1986]. Bien que l'érosion hydrique soit un phénomène naturel, l'activité humaine peut en accélérer l'apparition. L'Homme devient alors un agent responsable de l'érosion; il engendre l'érosion accélérée d'origine anthropique [Derruau 1974]. L'érosion hydrique accélérée, en plus d'avoir des incidences économiques sur le développement des régions agricoles, se voit attribuer une part de responsabilité face à la qualité de l'environnement. En effet, aux pertes de sol et de productivité s'ajoute une détérioration de la qualité de l'eau [Troeh *et al.* 1991].

Puisque la plupart des matériaux fins arrachés par l'érosion hydrique des sols sont transportés à proximité des cours d'eau, ils peuvent s'y déposer ou être charriés en aval sous forme de solides en suspension. Le réseau hydrographique, par son étendue et sa ramification, constitue alors la principale voie de transport des sédiments érodés. Les quantités de sédiments ainsi évacuées permettent d'apprécier la gravité de l'érosion sur les bassins versants. Ces derniers représentent l'espace géographique qui collecte les eaux et ses contaminants et qui les achemine vers son exutoire. Cluis et Gangbazo [1993] voient dans le bassin versant, l'unité de gestion toute indiquée pour évaluer la quantité et la qualité de l'eau. La gestion de l'eau par bassin versant est perçue par plusieurs comme étant un moyen efficace de préserver la qualité des ressources hydriques et d'en assurer un usage diversifié et durable. L'évaluation de l'érosion hydrique et des charges sédimentaires transportées vers les cours d'eau demeure un défi de taille compte tenu des différents facteurs naturels et anthropiques qui interagissent à l'échelle des bassins versants. Il paraît donc essentiel, dans une perspective de gestion de la ressource hydrique à l'échelle des bassins versants, de pouvoir estimer l'érosion hydrique et le transport des sédiments car la présence éventuelle d'une trop forte quantité de sédiments en suspension risque d'engendrer des problèmes de pollution diffuse.

Afin de contrôler le problème de la pollution diffuse en milieu agricole, Gangbazo *et al.* [1994] prônent l'approche par bassin versant et encouragent le développement de modèles mathématiques spécialisés. Les modèles informatiques spécialisés d'érosion hydrique et de pollution diffuse jouent un rôle important dans la gestion agro-environnementale d'un bassin versant car ils permettent de simuler l'impact des activités agricoles et des mesures de conservation sur la qualité de l'eau [Villeneuve *et al.* 1998a]. Ces outils de prédiction, le plus souvent déterministes et spatialisés, intègrent et mettent en pratique les connaissances récentes concernant l'érosion hydrique et le transport des sédiments. Parmi ces modèles se trouvent RUSLE [Renard *et al.* 1997], ANSWERS-2000 [Bouraoui et Dillaha 1996], AGNPS-98 [USDA 1998], GAMES [Cook *et al.* 1985], WEPP [USDA 1995a,b], EUROSEM [Morgan *et al.* 1998a,b] et SWAT [Arnold *et al.* 1995].

Puisque la plupart de ces modèles utilisent des paramètres qui peuvent être évalués à partir de documents cartographiques, les systèmes d'information géographique (SIG) ont été suggérés pour assembler les informations spatiales qui décrivent l'environnement d'un bassin versant. L'utilisation conjointe des modèles et des SIG a conduit les chercheurs à proposer différentes stratégies informatiques afin d'intégrer ces outils technologiques (ex: Zhang *et al.* 1990; Stuart et Stocks 1993; Steyaert et Goodchild 1994). Le principal avantage de ce couplage réside dans l'exploitation maximum de la dimension spatiale des modèles [Kemp 1993; McDonnell 1996]. Cette approche géomatique a rapidement été adoptée pour les études agro-environnementales.

Par exemple, Needham et Vieux [1989] ont utilisé le couplage AGNPS/ARC-INFO, Gangbazo *et al.* [1991] ont utilisé le couplage USLE/SPANS et Rewerts et Engel [1991] ont utilisé le couplage AGNPS/GRASS a été utilisé par Srinivasan et Engel [1994] alors que Desmet et Govers [1996] optait pour celui de RUSLE/IDRISI, Savabi *et al.* [1996] pour celui de WEPP/GRASS et Perrone et Madramootoo [1997] pour celui d'AGNPS/SPANS. Le modèle d'érosion LISEM (*Lindburg Soil Erosion Model*; De Roo *et al.* 1996) représente un des rares systèmes informatiques développé par l'intégration complète d'un SIG et d'un modèle de simulation. Le projet GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé, Villeneuve *et al.* 1998b) constitue également un système informatique complexe impliquant le couplage du modèle hydrologique HYDROTEL [Fortin *et al.* 1995], du modèle de pollution diffuse SWAT [Arnold *et al.* 1995], du modèle de qualité en rivière QUAL2E [Brown et Barnwell 1987] et du système d'information géographique GRASSLAND [L.A.S. 1996].

Pour Gangbazo [1997], les modèles spécialisés d'érosion hydrique et de pollution diffuse doivent permettre de simuler l'effet des changements de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, d'aider à cibler les zones du bassin versant d'où proviennent les plus grandes charges de polluants et d'accroître l'efficacité de l'approche des objectifs environnementaux en agriculture. Dupont *et al.* [1998] soutiennent cependant que les gestionnaires hésitent à recourir aux technologies complexes puisqu'elles demandent généralement un haut niveau d'expertise, des investissements financiers et humains importants, une restructuration organisationnelle dérangeante et une grande disponibilité de données pour leur calage et leur validation.

Le défi de la modélisation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à l'échelle du bassin versant est donc double; soit celui de développer une approche géomatique (Modèle/SIG) assez complexe pour simuler les différents processus physiques impliqués dans le phénomène d'érosion/sédimentation à l'échelle des bassins versants et assez simple d'utilisation pour demeurer accessible à plusieurs groupes d'individus préoccupés par la conservation du sol et de l'eau (gestionnaires, chercheurs, consultants,). Cette approche rendrait possible l'identification des secteurs du bassin versant les plus touchés par le problème d'érosion/sédimentation et où un effort particulier d'évaluation et d'intervention pourrait éventuellement être porté à l'aide d'études à l'échelle plus fine (ex: champs, parcelles).

3

1.3 Objectifs de recherche

L'objectif principal de cette thèse consistait à développer une approche géomatique qui permet de simuler, en continu, l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants. Cette approche impliquait aussi le développement d'un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension (MODÉROSS) et son intégration au modèle hydrologique CEQUEAU [Morin *et al.* 1995a] pour produire le logiciel CEQÉROSS. Nous verrons également de quelle façon CEQÉROSS a été utilisé conjointement avec le SIG IDRISI [Eastman 1997] pour simuler l'hydrosédimentologie d'un petit bassin versant agricole du Québec.

Comme le soulignent Gangbazo *et al.* [1999], au sujet du développement d'outils d'aide à la prise de décision pour la gestion de l'eau,^{<<}.....chaque 'développeur' a intérêt à gagner la confiance des utilisateurs éventuels, en faisant connaître les conditions de développement de son modèle, et fournir les échelles de temps (heure, jour, épisode de pluie, saison, année) et d'espace (parcelle, champ, petit bassin versant, grand bassin versant) du modèle. Il devrait aussi fournir la liste des variables d'entrée et de sortie, les valeurs des paramètres utilisées lors de l'étalonnage et les performances obtenues. De plus, il importe que le modèle soit rendu accessible à la communauté scientifique avec un manuel d'opération détaillé ^{>>}.

L'approche géomatique de simulation permettra de reproduire, pour différents pas de temps (journalier, mensuel, annuel), l'écoulement de l'eau, l'érosion hydrique et le transport des solides en suspension à l'échelle des petits bassins versants. Cette approche permettra une spatialisation des caractéristiques physiographiques, hydrologiques, climatiques et d'occupation du sol du bassin versant et tiendra compte des conditions en milieu nordique. De plus, elle s'accommodera de modifications éventuelles dans l'utilisation du territoire agricole. Son développement informatique consistera à structurer les composantes de l'approche de simulation (chapitre 4), d'établir la théorie et la programmation d'un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension (chapitre 5), de produire un progiciel de simulation (chapitre 6) et de tester l'approche proposée sur un petit bassin versant du Québec (chapitre 7). Une revue de littérature portant sur les phénomènes d'érosion et de sédimentation, leur impact sur la qualité de l'eau ainsi que sur différents modèles d'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments sera d'abord présentée (chapitre 2 et 3).

2.1 Formes et processus de l'érosion hydrique

L'érosion géologique est un phénomène naturel dont les traces sont souvent imperceptibles à court terme mais dont la présence demeure persistante à long terme. Le climat, la géologie et la végétation d'une région déterminent l'importance de l'érosion naturelle qui s'y produit. À long terme, le relief cherche à s'aplanir sous l'action "nivellante" des processus d'érosion qui tend à distribuer le matériel érodé uniformément à la surface du sol [Fodor 1983]. Ce matériel sédimentaire constitue le principal produit de l'érosion hydrique.

Les processus physiques qui régissent l'érosion hydrique sont gouvernés par différents facteurs liés au climat, à la topographie, à l'hydrologie et à l'occupation du territoire sur lequel ils s'expriment (figure 2.1). Les principaux agents d'érosion hydrique sont les précipitations et l'écoulement de surface. Combinés à la gravité, ils procurent le dynamisme nécessaire pour arracher, déplacer et trier les particules du sol [Brandt et Thornes 1987]. L'agressivité de l'agent d'érosion (érosivité) est fonction de la quantité et de la durée d'application de l'eau au sol alors que la vulnérabilité du sol à l'attaque de l'agent d'érosion (érodabilité) est fonction de la texture, de la structure, de la capacité d'infiltration et du contenu en matière organique du sol. La topographie et la végétation conditionneront l'importance de l'érosion hydrique.

L'eau des précipitations qui frappe le sol et qui ruisselle en surface peut alors arracher, transporter et redistribuer ces particules vers le bas des pentes, jusque dans les cours d'eau. Si la vitesse d'écoulement diminue suffisamment, les particules les plus denses sédimenteront les premières tandis que les plus petites iront enrichir les secteurs avals des versants. L'érosion hydrique implique ainsi l'arrachement, le transport et, éventuellement, la sédimentation du matériel érodé [Birot 1981; Le Coeur et Gautier 1996]. L'érosion hydrique peut se manifester sous différentes formes ; sur le sol, on retrouve l'érosion pluviale (*splash erosion*), l'érosion en nappe (*sheet erosion*), l'érosion en rigoles (*rill erosion*) et l'érosion par ravinement (*gully erosion*) alors qu'en rivière, on retrouve l'érosion du lit (*streambed erosion*) et l'érosion des berges (*streambank erosion*) [Zachar 1982]. L'érosion pluviale et en nappe sont souvent regroupées sous le terme d'érosion en inter-rigoles (*interrill erosion*). L'érosion *interrill* implique l'impact de gouttes de pluie (*splash*) ainsi que le lessivage par ruissellement (*wash*). Les figures 2.2 et 2.3 illustrent quelques manifestations de l'érosion hydrique.

6 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments



Figure 2.1 : Caractéristiques de l'érosion hydrique.



Figure 2.2 : Érosion en nappe et par rigole.



2.1.1 Action combinée de la pluie et du ruissellement

L'action combinée de la pluie et du ruissellement doit être considérée dans les études d'érosion hydrique. L'érosion pluviale survient lorsque les précipitations frappent, détachent et éjectent les particules du sol. La quantité des particules éjectées varie en fonction de l'énergie cinétique des précipitations [Sharma et al. 1991; Sharma et al. 1993]. Les particules fines éjectées par les gouttes de pluie peuvent colmater les pores du sol, réduire l'infiltration des eaux de pluie et produire des excès d'eau qui s'accumulent en surface. Si la pente au sol est suffisamment inclinée, l'eau de surface se déplacera par gravité et formera une mince lame d'eau qui ruissellera le long des versants. En se déplacant vers le bas des pentes, la lame d'eau ruissellante gagne de l'énergie (érosivité), devient plus turbulente et se canalise sous forme de filets d'eau incisifs (rigoles). Cette érosion par rigoles se caractérise par des griffures éphémères et discontinues sur le sol. L'écoulement par rigoles possède un fort potentiel érosif qui lui confère la capacité de transporter la majorité des sédiments détachés par l'érosion pluviale et en nappe. Le ruissellement et les gouttes de pluie agissent donc ensemble pour détacher les particules du sol et les transporter vers l'aval. Cette collaboration est d'autant plus efficace que la pente est faible. La turbulence provoquée par l'impact des gouttes de pluie sur la lame d'eau ruissellante favorise le détachement et la prise en charge des particules lorsque la pente est faible. Cette synergie des précipitations et du ruissellement a également été signalée par Kinnell [1990, 1991].

Les précipitations accumulées sous forme de neige jouent un rôle important dans le processus d'érosion hydrique en région nordique car elles protègent le sol de l'impact des gouttes de pluie et, surtout, elles constituent une réserve d'énergie qui sera brusquement libérée au printemps. Le ruissellement provenant de la fonte des neiges est considéré critique au moment de l'année où la couche supérieure du sol dégèle et est à ce point humide qu'elle ne peut permettre à l'eau de fonte de s'infiltrer [Holy 1980]. L'érodabilité du sol atteint alors son maximum. Cette situation peut survenir durant les périodes de gel-dégel au cours de l'hiver et particulièrement lors de la fonte des neiges au printemps. Le ruissellement qui en résulte provoque un lessivage des sols vers le bas des pentes. La présence d'un couvert de glace et de neige sur les cours d'eau durant la période hivernale réduit le transport des sédiments [Lau et Krishnappan 1985]. Les principales actions physiques de la glace consistent à râcler les berges lors de la débâcle et à gruger le lit des petits cours d'eau [Boisvert 1971].

2.1.2 Capacité de transport

La compétence de l'érosion pluviale à arracher les particules du sol augmente en fonction de l'intensité des précipitations, les plus faibles ne pouvant fournir l'énergie nécessaire pour initier l'érosion. Le transport des particules par les précipitations est toutefois considéré négligeable par rapport à celui du ruissellement. Lorsque la capacité de transport du ruissellement est supérieure à la quantité de matériel détaché, la quantité de sédiments transportés devient "limitée" par le processus d'érosion alors que si la capacité de transport est inférieure à la quantité de matériel détaché, la quantité de sédiments transportés devient "limitée" par le processus de transport [Meyer et Wischmeier 1969]. Derruau [1974] rappelle que la dimension des matériaux transportés par l'écoulement dépend de la vitesse du courant nécessaire pour initier le transport des sédiments immobiles ou pour continuer un transport déjà commencé, car cela nécessite moins d'énergie pour maintenir une particule en mouvement (transport) que pour l'arracher (érosion) du sol. La situation se complique lorsque l'écoulement devient chargé de sédiments. Les eaux transportant une forte concentration de sédiments en suspension possèdent une plus grande capacité à briser les agrégats ou à mettre les particules élémentaires en mouvement. De plus, une augmentation de la charge sédimentaire entraîne une réduction de la capacité de transport de l'écoulement et favorise la sédimentation [Vanoni 1946].

2.1.3 Sélectivité et enrichissement

Les précipitations fournissent une énergie plus efficace pour détacher les particules du sol que l'arrachement dû au ruissellement. L'érosion est plus sélective pour des précipitations de faibles intensités car l'énergie en jeu ne permet pas d'arracher l'ensemble des particules au sol [Mermut *et al.* 1997]. L'érosion sélective contribue à modifier la texture du sol le long des versants et à créer des déficits ou des enrichissements de certains groupes de particules. L'enrichissement se définit comme étant le rapport entre la concentration d'un constituant dans le sédiment érodé et la concentration de ce même constituant dans la matrice pédologique ;

$$ER = \frac{(\text{ concentration } du \text{ constituant } dans \text{ les sédiments })}{(\text{ concentration } du \text{ constituant } dans \text{ le sol })}$$
(2.1)

Un triage granulométrique est alors effectué par la pluie et le ruissellement.

2.1.4 Apport sédimentaire

Une portion seulement du matériel érodé sur les bassins versants peut atteindre les cours d'eau, le reste sédimentera dans les secteurs favorisant une baisse de la vitesse d'écoulement et où la capacité de transport est inférieure à la quantité de matériel érodée. Puisque les grands bassins versants ont une tendance naturelle à contenir une plus grande superficie de secteurs propices à la sédimentation, une plus forte proportion de sédiments y sera retenue [Boyce 1975]. La proportion des sédiments produits par l'érosion brute qui sera évacuée par les cours d'eau constitue l'apport sédimentaire restitué par le bassin versant (*sediment delivery ratio*) ;

$$IAS = \frac{sédiments évacués (érosion nette)}{sédiments produits (érosion brute)} X 100$$
(2.2)

L'indice d'apport sédimentaire (IAS), exprimé en pourcentage %, diminue en fonction de l'augmentation de la superficie drainée et de la diminution de la pente moyenne du bassin versant. Cette relation inverse a été mise en évidence par Roehl [1962] pour plusieurs cours d'eau du centre et de l'est des États-Unis. L'IAS est donc plus élevé pour les petits bassins versants et moins élevé pour les grands.

2.1.5 Taux d'érosion

Le taux d'érosion est généralement exprimé en unité de masse par unité de superficie par unité de temps (ex: kg/m²/an ou tonne/ha/an). La perte de sol par unité de surface est ordinairement plus élevée sur de courtes pentes et diminue lorsque la longueur de pente s'accroît. Sous une végétation naturelle, le taux moyen de perte de sol par érosion hydrique est généralement en équilibre avec le taux de formation des sols.

En moyenne, le taux d'érosion naturelle est d'environ 0,1 kg/m² (1 t/ha) par an pour des sols en pente douce [Troeh *et al.* 1991]. Pour certaines régions, ce taux d'érosion peut être aussi bas que 0,01 à 0,02 kg/m² par an. En supposant une densité apparente de 1300 kg/m³, chaque millimètre de sol perdu par année représente un taux d'érosion de 1,3 kg/m² (13 t/ha), soit 0,0769 mm par t/ha. Le taux d'érosion géologique est une référence essentielle puisqu'il permet de mieux saisir l'importance de l'érosion accélérée d'origine anthropique.

2.2 Érosion accélérée d'origine anthropique

2.2.1 Érosion hydrique en milieu agricole

La relation entre l'Homme et l'érosion existe depuis des millénaires. Cette relation privilégiée s'est amplifiée lorsque le nomadisme a fait place à la sédentarisation et à l'exploitation des sols à des fins agricoles [Hallsworth 1987]. Avec le temps, l'accroissement des populations, et par conséquent, de la demande alimentaire, ont contribué à dégrader cette relation. Depuis, l'érosion du sol fait partie intégrante de l'environnement naturel et culturel des travailleurs de la terre.

Voici comment, il y a plus de cent ans déjà, l'agro-géologue Risler [1895] observait les différents mécanismes qui interviennent dans le phénomène d'érosion en milieu agricole (cité dans Féodoroff 1965): *"Lorsque la pluie tombe avec une certaine violence sur les champs labourés, sa chute suffit souvent pour défaire les mottes que la sécheresse avait durcies; la motte se fuse (...). Mais si la quantité de pluie qui tombe dépasse celle que le sol peut immédiatement absorber, l'excédent s'écoule suivant les interstices des mottes vers les dérayures des champs et vers toutes les dépressions ou rigoles naturelles qu'elle trouve au-dessous d'elle. L'eau ruisselle, trouble et limoneuse, entraînant avec elle une partie de la terre qu'elle a délayée dans les labours " Cette observation témoigne du lien étroit qui existe entre l'érosion des sols et les activités agricoles. Le transport des sédiments sur les versants agricoles s'effectue soit par l'action naturelle de la gravité, soit par l'impulsion fournie par les eaux pluviales et de ruissellement ou soit par le déplacement du sol à la suite de perturbations d'origine anthropique (ex: labours).*

L'efficacité des cultures à contrer l'érosion hydrique varie selon leur stade de développement durant l'année. Les variations saisonnières les plus marquées de l'érosion en milieu agricole sont associées aux calendriers des opérations culturales. De façon, générale, les grandes cultures couvrent bien le sol pendant la saison de végétation. Leur impact sur l'érosion tient plutôt à ce qu'elles laissent le sol à nu pendant certaines périodes à risque. L'automne, avec ses pluies abondantes, est particulièrement problématique pour les céréales à pailles (orge, blé,...) qui sont récoltées tôt dans l'année et laissent le sol à nu pendant de longues périodes. Le printemps, sous nos conditions, est particulièrement problématique sous deux aspects: le ruissellement s'intensifie suite à la fonte des neiges et l'érodabilité des sols s'accroît suite à l'alternance des périodes de gel-dégel. Ces processus augmentent la vulnérabilité des sols à l'érosion hydrique.

La localisation et la forme des champs influencent aussi l'intensité de l'érosion. Les champs cultivés suivant le contour du terrain sont moins susceptibles à l'érosion hydrique que ceux cultivés en ligne droite, suivant le sens de la pente. La présence de résidus de cultures au sol, en absorbant une partie de l'énergie des précipitations et du ruissellement, se présente également comme un excellent moyen pour contrôler l'érosion hydrique et réduire le transport des sédiments en suspension. La répartition spatiale et temporelle des précipitations, des cultures et des activités agricoles conditionnent donc le patron saisonnier de l'érosion en milieu agricole.

L'érosion pluviale est plus importante sur un sol légèrement glaçé (*surface seal*) que sur un sol récemment ameubli dû au fait que les gouttes de pluie s'enfoncent plus facilement dans les sols fraîchement perturbés et produisent peu d'éclaboussures par le *splash* [Bollinne 1975; Römkens *et al.* 1990]. Sur les sols récemment travaillés, le ruissellement en nappe (*sheet flow*) a tendance à suivre les irrégularités du sol (raies, sillons) laissées par le passage de la machinerie agricole. L'eau de ruissellement peut éventuellement modifier son trajet pour emprunter ces chemins préférentiels et se concentrer sous forme d'écoulement linéaire (*rill flow*). Cet écoulement linéaire augmente les forces d'arrachement de l'eau le long de ces rainures, d'où l'apparition d'une érosion en rigoles [Lancery 1987]. Lorsque l'écoulement de l'eau sur les terres agricoles génère une incision du sol de telle sorte que le passage des véhicules devient perturbé, on assiste alors à une érosion par ravinement. Cette forme d'érosion hydrique est responsable du morcellement des terres agricoles et du creusement des ravins en bordure des cours d'eau. Elle réduit considérablement l'efficacité des opérations culturales.

L'activité agricole en bordure des cours d'eau et le déboisement des berges rend le sol vulnérable à l'action érosive exercée par l'eau et la gravité. Même si l'érosion des berges est un phénomène localisé qui n'occupe qu'une faible superficie des terres agricoles, la quantité de matériel arraché peut de loin dépasser la quantité de sol arrachée par l'érosion de surface et nécessiter d'importants travaux de stabilisation. Alors que l'érosion pluviale, en nappe, par rigoles et par ravinement est active pendant ou immédiatement après un orage, l'érosion en rivière survient au gré des débits. Le redressement hydraulique en milieu agricole brise souvent le profil d'équilibre des cours d'eau. Les systèmes de canalisation rectilignes, en augmentant la vitesse d'évacuation des eaux de drainage, produisent un écoulement linéaire plus érosif.

La figure 2.4 résume les principales causes et conséquences de l'érosion hydrique sur la qualité de l'eau en milieu agricole. L'établissement de monocultures qui ne tiennent pas compte de la topographie et qui protègent peu les sols conduit à une érosion accélérée. La machinerie agricole lourde détruit la structure du sol, brise les agrégats et réduit la capacité d'infiltration. La perte de matière organique, la dégradation de la structure du sol et la compaction résultant des monocultures et du travail excessif du sol contribuent à accroître l'érosion hydrique des sols et à dégrader la qualité de l'eau par l'apport de polluants divers (sédiments, nutriments, pesticides). L'intensification de l'érosion hydrique en milieu agricole découlerait donc d'une mauvaise gestion des eaux de ruissellement, d'un choix inapproprié de pratiques culturales et souvent d'une méconnaissance de la vulnérabilité des sols [C.P.V.Q. 1986].

2.2.2 Conséquences environnementales

Lorsque les taux de perte de sol résultant de l'érosion anthropique excèdent le taux de formation du sol, celui-ci devient progressivement plus mince et moins productif. Pour l'agriculture, le taux d'érosion permissible est considéré être celui qui permet aux sols de se regénérer sans qu'il n'y ait baisse de la fertilité courante. Selon Morgan [1986], le taux maximum d'érosion toléré (seuil de tolérance) est défini de façon à ce que la fertilité du sol soit maintenue pour une période de 20 à 25 ans. Une perte maximum moyenne de 1,1 kg/m² (11 t/ha) par année souvent est tolérée, mais des valeurs de 0,2 à 0,6 kg/m² (2 à 6 t/ha) sont généralement recommandées selon les types de cultures et les horizons pédologiques. La tolérance à l'érosion hydrique dépend aussi des enjeux environnementaux et économiques d'une région. Pour la qualité de l'eau en rivière, c'est la charge sédimentaire qui devient le facteur limitant puique l'objectif poursuivi est plutôt de réduire la pollution diffuse. Au Québec, le seuil de tolérance pour les concentrations de solides en suspension dans les cours d'eau est de 80 mg par litre [Québec 1992]. Ce critère de qualité assure un milieu aquatique viable.

L'érosion hydrique en milieu agricole a des implications agronomiques et environnementales évidentes car elle entraîne les particules les plus fines vers le bas des pentes et laisse les particules grossières près du lieu d'érosion. Ce transport sélectif des particules fines par l'érosion est attribuable à l'incapacité du ruissellement à transporter les grosses particules [Dumford et King 1993; Wan et El-Swaify 1998]. Suite à l'érosion, il apparaît donc un triage et une redistribution des matériaux érodés selon la dimension des particules arrachées et transportées.



Figure 2.4 : Érosion hydrique et qualité de l'eau en milieu agricole

La figure 2.5 présente les principaux préjudices environnementaux attribuables au phénomène d'érosion et de sédimentation sur les bassins versants. L'érosion soutire les fines fractions minérales et organiques du sol. L'enrichissement physique des sédiments en particules fines a comme conséquence un enrichissement chimique associé aux nutriments (azote, phosphore) employés en agriculture [Sharpley 1985; Young *et al.* 1986]. L'érosion hydrique entraîne donc la perte de terres fertiles en plus d'abaisser la productivité du sol, et par conséquent, elle risque de provoquer une baisse de rendement des cultures et une hausse de la pollution des eaux suite à l'apport de polluants associés aux sédiments [Troeh *et al.* 1991]. Les sédiments contaminés constituent un risque toxique pour les organismes. Pensons entre autres aux fines particules en suspension qui interragissent avec la faune et la flore des cours d'eau ou encore au colmatage des frayères par les sédiments fins qui s'accumulent sur le lit des cours d'eau et modifient la texture granulométrique des sédiments qui composent les sites de reproduction [Ritchie 1972; ASCE 1992].

Les matières en suspension créent une augmentation de la turbidité de l'eau et réduisent la pénétration de la lumière. Leur présence excessive conduit à l'eutrophisation et à l'envasement des plans d'eau. Ces eaux inesthétiques sont peu invitantes pour la récréation. La valeur récréative des sites érodés s'en trouve considérablement réduite compte tenu du risque pour la santé qu'ils représentent. L'érosion et la sédimentation en rivière rehaussent le lit des cours d'eau et en changent constamment la morphologie en déplacant les seuils et les mouilles [Derruau 1974]. Cette action diminue les possibilités de navigation et augmente les risques d'inondation. Plusieurs réservoirs perdent jusqu'à 5% de leur volume d'emmagasinement annuellement à cause de la sédimentation [Holy 1980]. Les fondations sur lesquelles reposent les constructions (bâtiments, routes, ponts) sont souvent minées par l'action érosive de l'eau qui provoque des affaiblissements aux structures et des brisures localisées. L'accumulation de sédiments dans les réservoirs et les dommages aux structures routières augmentent les coûts d'entretien associés aux travaux de génie civil.

Le besoin d'études est primordial afin de connaître la distribution spatiale et temporelle du phénomène de pollution diffuse à l'échelle des bassins versants. Il s'avère alors essentiel de recourir aux méthodes d'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments afin de mieux gérer les problèmes de dégradation des sols et de qualité de l'eau.

16 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments



Figure 2.5 : Préjudices environnementaux attribuables à l'érosion/sédimentation

3 ÉVALUATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE ET DU TRANSPORT DES SÉDIMENTS

3.1 La modélisation mathématique

L'Homme a depuis longtemps tenté d'appréhender son avenir. Les moyens qu'il a utilisés pour arriver à cette fin reposent essentiellement sur l'observation d'événements quotidiens ou de phénomènes naturels présents dans son environnement. Afin de mieux les saisir et les comprendre, il a cherché à en faire des reproductions physiques ou mentales simplifiées. Cette activité créatrice l'a mené à "modéliser" certains aspects de sa vie. Avec le temps, il a su développer un langage scientifique particulier qui s'est traduit par un ensemble d'équations qui visent à reproduire le comportement de systèmes complexes dans l'espace et le temps. L'ensemble de ces équations permettent de transformer les données d'entrée d'un système (intrants) en des données de sortie (extrants) qui décrivent son état en un lieu et un temps spécifique [Pickup 1988]. Les modèles sont généralement formulés de façon à pouvoir être utilisés par les ordinateurs personnels. Ces modèles informatiques permettent d'accélérer la répétition des calculs et la vitesse des simulations. Selon Villeneuve *et al.* [1998a], il existe autant de champs d'application de la modélisation qu'il existe de champs de la connaissance.

Plusieurs approches permettent d'évaluer l'érosion hydrique et le transport sédimentaire à l'échelle de la parcelle expérimentale, du champ ou du bassin versant (ex: Goudie 1981; I.A.H.S. 1981; Hadley et Walling 1984; Walling 1988; Loughran 1989; Kreznor *et al.* 1992; Hudson 1993; Lal 1994; I.A.H.S. 1998). Plusieurs de ces procédures requièrent l'utilisation de modèles mathématiques. La modélisation de l'érosion hydrique peut s'apparenter à un système conceptuel composé d'éléments qui définissent les processus d'arrachement, de transport et de sédimentation. Les relations mathématiques qui expriment ces processus peuvent être d'ordre déterministe ou stochastique [Novotny et Olem 1994]. Les modèles déterministes ignorent la nature aléatoire des variables d'entrée du système (pour un ensemble d'intrants correspond un seul ensemble d'extrants) alors que les modèles stochastiques considèrent l'existence d'une distribution aléatoire des variables d'entrée (pour une distribution d'intrants correspond une distribution d'extrants). Selon la complexité de la formulation mathématique employée, un modèle sera qualifié empirique s'il se compose d'équations statistiques, ou analytique (*physically-based*) s'il se compose d'équations relevant de la physique.

Selon l'échelle spatiale et temporelle du phénomène étudié et le degré de raffinement désiré, un modèle déterministe sera dit à paramètres globaux opérant par événement *(lumped event-based model)*, à paramètres globaux opérant en continu *(lumped continuous model)*, à paramètres spatialisés opérant par événement *(distributed event-based model)* ou à paramètres spatialisés opérant en continue *(distributed continuous model)*.

Au fils des ans, les modélisateurs de l'érosion hydrique et du transport sédimentaire ont su tirer profit de l'expérience acquise des modèles hydrologiques et des systèmes d'information géographique (SIG). L'Annexe A fournit une description sommaire de la modélisation hydrologique et des systèmes d'information géographique. La modélisation hydrologique exprime mathématiquement le cycle de l'eau dans l'air, le sol et les cours d'eau. Cette modélisation est particulièrement utile pour étudier les relations précipitations-ruissellement sur les bassins versants car elle complète avantageusement les mesures de terrain qui deviennent coûteuses. Les SIG sont des outils informatiques capables de saisir, emmagasiner, traiter et représenter des objets (points, lignes, polygones) et leurs attributs dans l'espace. Cet outil informatique est de plus en plus intégré aux études hydrologiques car il permet le traitement et l'analyse d'une quantité considérable de données susceptibles de fournir une vision complexe de l'organisation spatiale d'un bassin versant.

Dans les sections suivantes, il sera question des modèles classiques et des modèles d'érosion hydrique et de pollution diffuse utilisés pour étudier l'érosion/sédimentation.

3.2 Les modèles classiques

Une notion fondamentale de l'érosion/sédimentation stipule que toute particule qui passe en un point donné d'un bassin versant doit avoir été érodée quelque part en amont de ce point et doit avoir été transportée par l'écoulement, du lieu d'érosion vers le point en question [Julien 1995]. Le taux d'érosion d'un bassin versant peut alors être déterminé indirectement par l'étude des charges sédimentaires évacuées à son exutoire [Fournier 1960; Diaconu 1974; Walling 1994]. Ces charges de sédiments sont cependant difficiles à estimer compte tenu de la complexité des interrelations qui existent entre les processus physiques impliqués et la variabilité spatiale et temporelle des facteurs environnementaux qui influencent l'érosion hydrique et le transport des particules en suspension. Plusieurs disciplines de recherche se sont intéressées à ce problème.

Puisque cette thèse s'inscrit davantage dans le cadre d'une recherche portant sur la modélisation hydrologique en milieu agricole, seuls des modèles appartenant à des domaines d'études reliés à l'hydrologie et à l'agro-environnement ont été considérés dans ce chapitre. L'Annexe B présente une revue de littérature concernant l'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à partir des courbes d'apport sédimentaire (*sediment rating curve*), de l'équation universelle de perte de sol (USLE) et de l'utilisation des indices d'apport sédimentaire (*sediment ating curve*). La lecture de cette annexe permet d'émettre quelques constats.

3.2.1 Constats concernant les courbes d'apport sédimentaire

Les relations débits-sédiments (sediment rating curve) présentent souvent une faible corrélation du fait qu'elles ignorent les variations saisonnières dans l'hydrologie du système, qu'elles sont basées sur la prépondérance de l'hydraulique fluviale comme agent d'érosion et de transport des sédiments et qu'elles ne tiennent pas compte des caractéristiques physiques du bassin versant. De plus, des phénomènes d'hystérèse peuvent compliquer cette relation [Pickup 1988; Walling et Webb 1981,1988]. Les fluctuations des débits et des concentrations de sédiments en suspension sont souvent asynchrones, les pointes des concentrations précédant les pointes des débits, ce qui conduit à une sous-estimation des charges transportées en suspension. De plus, l'utilisation de ces modèles se restreint aux territoires pour lesquels les coefficients ont été calibrés et leur application à d'autres territoires ne peut se faire qu'en tenant compte du cadre de référence original. Ces équations peuvent difficilement être utilisées pour évaluer l'apport sédimentaire résultant d'événements hydrologiques journaliers, saisonniers ou extrèmes.

L'utilisation de ces méthodes d'évaluation comporte certains problèmes lorsqu'il s'agit d'évaluer la part relative du transport sédimentaire attribuable à l'érosion du sol. Puisque les solides en suspension évacuées à la sortie d'un bassin versant sont surtout constituées de particules fines qui proviennent de l'érosion par lessivage des sols (*washload*), le transport des sédiments doit être examiné en considérant principalement les quantités de sols provenant de l'érosion de surface (*i.e.* l'érosion en rivière fournit surtout la charge de fond (*bedload*)). Ces modèles nécessitent une grande quantité de données qui peuvent s'avérer coûteuses à acquérir. Le succès de cette procédure d'évaluation dépend du renouvellement, à long terme, des ressources financières du projet, ce qui s'avère peu pratique pour des projets de gestion demandant des résultats à court terme.

3.2.2 Constats concernant l'Équation universelle de perte de sol (USLE) et les indices d'apport sédimentaire

Les parcelles expérimentales de type USLE sont surtout utilisées pour étudier l'impact du climat régional et des modifications du couvert végétal sur les paramètres d'érosion hydrique des sols. La conception physique des parcelles utilisées pour amasser les données d'érosion nécessite un degré d'expertise élevé afin de réduire les bouleversements du sol et d'assurer une certaine standardisation des méthodes des mesures. Cette technique peut s'avérer laborieuse et son usage se restreint surtout aux petites parcelles tout en considérant qu'elles ne reproduisent pas parfaitement les conditions réelles d'écoulement. De plus, leur gestion peut s'avérer exigeante, tant en ressources humaines que financières. Les fluctuations saisonnières et la variabilité interannuelle de l'érosion ne peuvent se détecter qu'à partir d'une série de mesures en parcelles effectuées sur une longue période de temps (*time dependant*). Les mesures effectuées sur des superficies plus grandes sans subir une perte d'informations puisqu'elles sont dépendantes de l'échelle d'étude (*scale dependant*). Les mesures d'érosion en parcelles deviennent alors difficilement extrapolables à l'échelle des bassins versants sans effectuer des ajustements préalables.

Puisque la dimension des parcelles ne permet pas de simuler efficacement le phénomène de sédimentation, il s'avère difficile d'évaluer l'importance du rôle joué par l'emmagasinement et la remobilisation des sédiments dans le bilan érosion/sédimentation d'un bassin versant. Pour utiliser correctement l'USLE à l'échelle du bassin versant, il s'avère nécessaire de subdiviser le territoire en unités homogènes de façon à réduire la variabilité spatiale des facteurs explicatifs. L'érosion brute au sol calculée par le modèle doit alors être réduite en érosion nette à l'exutoire à l'aide d'un indice d'apport sédimentaire. Les procédures d'évaluation faisant intervenir l'indice d'apport sédimentaire et l'USLE sont utiles pour estimer la charge sédimentaire évacuée annuellement à l'exutoire des bassins versants mais ne considèrent pas le trajet hydraulique emprunté par les sédiments en suspension. Chaque secteur d'érosion fournit un apport sédimentaire demande à être évalué à l'aide d'un modèle mathématique permettant une spatialisation des caractéristiques physiques du bassin versant afin de localiser les secteurs d'érosion les plus problématiques.
3.3 Modèles informatiques spécialisés d'érosion hydrique et de pollution diffuse

L'érosion hydrique et la pollution diffuse attirent l'attention des gestionnaires préoccupés par les problèmes de qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants. Les modèles informatiques spécialisés jouent un rôle important dans la gestion agro-environnementale d'un bassin versant car ils permettent de simuler l'impact des activités agricoles et des mesures de conservation sur la qualité de l'eau [Gangbazo *et al.* 1994; Villeneuve *et al.* 1998a]. Ces outils de prédiction, le plus souvent déterministes et spatialisés, intègrent et mettent en pratique les connaissances récentes concernant les mécanismes d'arrachement, de transport et de sédimentation.

Depuis le début des années 1970, plusieurs de ces modèles ont été élaborés par les agences gouvernementales et les institutions d'enseignement. Le tableau 3.1 présente une liste de modèles informatiques qui simulent l'érosion hydrique et le transport des sédiments. Une typologie concernant l'échelle spatiale et temporelle de simulation accompagne les modèles. L'adresse INTERNET donnant accès aux modèles est également fournie lorsque disponible. La littérature permet d'apprécier les composantes et le potentiel d'application de certains de ces modèles (ex: Bingner, 1990; Guy *et al.* 1992; Wu *et al.* 1993). Une excellente revue des modèles est présentée par De Coursey [1985], Singh [1995], Pelletier *et al.* [1996] et Doe *et al.* [1999].

Plusieurs des modèles qui simulent l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle du champ ou du bassin versant sont dérivés de l'USLE (*cf.* Annexe B2) ou utilisent certaines de ses composantes (*i.e.* facteurs). Les principaux modèles de ce type sont; EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) [Sharpley et Williams 1990], CropSyst (*Cropping Systems Simulation Model*) [Stöckle *et al.* 1994; Stöckle et Nelson 1996], AGNPS (*Agricultural Non-Point Source*) [Young *et al.* 1994] et SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) [Arnold *et al.* 1995].

L'Annexe C présente six modèles informatiques fréquemment utilisés en recherche, soient les modèles d'érosion RUSLE, WEPP et EUROSEM ainsi que les modèles de pollution diffuse AGNPS, ANSWERS et SWRRB. La lecture de cette annexe permet d'émettre quelques constats sur l'utilisation et la conception de ces modèles.

Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments 22

1

AGNPS OUI B.D E http://www.sedia.obmits.odu/AGNPSB.html ALMANAC C.G C http://pasture.ecn.purdue.adu/-aggress/models/answers/ ARWERS B.D E http://pasture.ecn.purdue.adu/-aggress/models/answers/ ARMSED B.D E http://pasture.ecn.purdue.adu/-aggress/models/answers/ ARMSED B.D C http://www.secito/were.com/producta/wms_casc2d/wms_casc2d.trml CASC2D B.D C http://www.sicn/were.com/producta/wms_casc2d/wms_casc2d.trml CASC2D B.D C http://www.sicn/were.com/producta/wms_casc2d/wms_casc2d/wms_casc2d.trml CASC2D B.D C http://www.sicn/weich	MODÈLES	0.00013	SPATIALE	TEMPORELLE	SITEINTERNEL
ALMANAC C.G. C. http://arserv0.tarm.adu/msu/similar.htm ANSWERS B.D. E http://pasture.acn.purdue.adu/~aggress/models/answers/ ARM B.G. C. http://pasture.acn.purdue.adu/~aggress/models/answers/ ARMSED B.D. E http://www.ag.pol/volce/asians CASIC20 B.D. C. http://www.ag.pol/volce/asians CASIC20 B.D. C. http://www.ag.pol/volce/asians CASIC20 B.D. C. http://www.ag.pol/volce/asians casc2d.html CASIC20 B.D. C. http://www.ag.pol/volce/asians casc2d.html CASIC20 B.D. C. http://www.sins-seus.adu/epic/index.html casc2d.html CASIC20 OUI B.D. E http://www.brse.veus.adu/epic/index.html casc2d.html CREAMS C.G.G. C. http://www.sins-assel.adu/epic/index.html casc2d.html CROPSYST OUI C.G. C. http://www.sins-assel.adu/epic/index.html cascand EDM B.D. E http://www.sins-assel.adu/epic/index.html	AGNPS	OUI	B,D	E	http://www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS98.html
ANSWERS B,D E http://pasture.ecn.purdue.edu/~aggrass/models/answers/ ARM B,O E http://pasture.ecn.purdue.edu/~aggrass/models/answers/ ARMSED B,D C http://www.eng.gov/softbasins CASC2D B,D C http://www.scient/ware.com/producta/wms_casc2d.html CASC2D B,D C http://www.scient/ware.com/producta/wms_casc2d.html CEQUEAU OUI B,D C http://www.scient/ware.com/producta/wms_casc2d.html CEQUEAU OUI B,D C http://www.inrs-eau.uquebec.ca/csqueau/information.htm CREAMS C.G C http://www.inrs-eau.uquebec.ca/csqueau/information.htm CREAMS C.G C http://www.isrs.ewu.adu/ropsyst/ EDM B,D E http://www.isrs.ewu.adu/ropsyst/ EWOSEM OUI B,D E http://www.asisce.cranfield.ac.ut/eurosem/Eurosem.htm EUROSEM OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/hspf.html GUEST C.G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html GUESN B,D	ALMANAC		C,G	С	http://arsserv0.tamu.edu/nrsu/almafact.htm
ARM B.G. C ARMSED B.D. E http://pandora.cecer.army.ml/locar/BIB/2eoils.html BASIN OUI B.D. C http://www.apa.gov/ost/basins BASIN OUI B.D. C http://www.steice/www.epa.gov/ost/basins CASC2D B.D. C http://www.steice/ware.com/products/wms.casc2d/wms.casc2d/wms CEQUEAU OUI B.D. C http://www.steice/ware.com/products/wms.casc2d/wms CCOSSEM B.D. C http://www.steice/ware.cascagueau/information.htm CREAMS C.G. C http://www.bins-eau.gov/actueck.actorgueau/information.htm CREAMS C.G. C http://www.bins-eau.gov/actueck.actorgueau/information.htm CREAMS OUI C.G. C http://www.bins-eau.gov/actueckatorgeam.htm EINGON-3D OUI B.D. E http://www.stisco.cascation/ EUROSEM OUI B.D. C http://ware.cascation/ GUEAMS OUI C.G. C http://water.usgs.gov/software/hspf.htm GUEAMS OUI	ANSWERS		B,D	E	http://pasture.ecn.purdue.edu/~aggrass/models/answers/
ARMSED B,D E http://pandors.cccef.army.mil/ozyclis.html BASIN OUI B,D C http://www.eps.gov/softwasins CASC2D B,D C http://www.eps.gov/softwasins casc2d.html CASC2D B,D C http://www.edis.dhvara.com/products/wms_casc2d/wms_casc2d.html CEQUEAU OUI B,D C http://www.edis.dhvara.com/products/wms_casc2d.html CEQUEAU B,D C http://www.ics.dkn/wara.com/products/wms_casc2d.html CEQUEAU OUI B,D C http://www.ics.dkn/wara.com/products/wms_casc2d.html CCSSEM B,D C http://www.ics.dkn/wara.com/products/wms_casc2d.html ics.com/products/wms_casc2d.html CROPSYST OUI C,G C http://www.ics.dkn/ms/casc.it/ml ics.com/products/ml EDM B,D E http://www.issc.com/products/ml ics.com/products/ml ics.com/products/ml EUROSEM OUI B,D C http://www.issc.com/products/ml ics.com/products/ml GUIRSIS B,D C http://www.issc.cmarafield.ac.uk/eurosem/Eurosem.h	ARM		B,G	C	
BASIN OUI B,D C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CASC2D B,D C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CEQUEAU OUI B,D C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CEQUEAU OUI B,D C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CEQUEAU OUI C,G C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CREMAS C,G C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms CREMAS C,G C http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms EDM B,D E http://www.scisoftware.com/products/wms_case2d/kms EVROSDN_0UI C,G E http://www.scisoftware/com/products/wms/case/ms/cms/cms/cms/cms/cms/cms/cms/cms/cms/	ARMSED		B,D	E	http://pandora.cecer.army.mil/lozar/BIB/2soils.html
CASC2D B,D C http://www.slientkwms.com/product/wms_casc2d.html CEQUEAU OUI B,D C http://www.ims-aau.uguebec.da/cequeau/information.htm CCSSEM B,D C http://www.ims-aau.uguebec.da/cequeau/information.htm CCSSEM OUI C,G C http://www.ims-aau.uguebec.da/cequeau/information.htm CROPSYST OUI C,G C http://www.brs.weu.edu/cropsyst/ EDM B,D E http://www.brs.tamus.edu/epip/index.html EROSIDN-3D OUI B,D E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm EROSIDN-3D OUI B,D E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUEST OUI C,G E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUEST C,G E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUEST C,G E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/eurose.html KYERNO C,G E http://www.slisco.cranfield.ac.uk/euros.html KYERNO C,G E htttp://www.slisco.cranfield.ac.uk/	BASIN	OUI	B,D	C	http://www.epa.gov/ost/basins
CEQUEAU OUI B.D C http://www.inrs-eau.uguebec.ca/cegueau/information.htm CCOSEM B.D C http://dine.wiz.uni-tessel.de/model_db/mdb/creams.html CREAMS C.G C http://dine.wiz.uni-tessel.de/model_db/mdb/creams.html CROPSYST OUI C.G C http://www.brsv.suu.ed/uropsyst/ EPM B.D E http://www.brsv.suu.ed/uropsyst/ EROSIDN-3D OUI B.D E MEXES B.D S GUESI B.D C http://www.sisse.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUESI B.D C http://www.sisse.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUESI B.D C http://water.usga.gov/coftware/hapf.html GUESI B.D E http://water.usga.gov/coftware/hapf.html KINEROS B.D E http://www.sisse.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosen.html KVERMO C.G E http://water.usga.gov/coftware/hapf.html KINEROS B.D E http://water.usga.gov/coftware/hapf.html VYERENO C.G	CASC2D		B,D	С	http://www.scisoftware.com/products/wms_casc2d/wms_casc2d.html
COSSEM B,D C CREAMS C,G C http://dine.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/creams.html CROPSYST OUI C,G C http://www.brse.keuu.edu/cropsyst/ EDM B,D E http://www.brse.keuu.edu/cropsyst/ EDM OUI C,G C http://www.brs.keuus.edu/cropsyst/ EDM DUI B,D E http://www.sisce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.html EROSION-30 OUI B,D E http://www.sisce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.html EROSION-30 OUI B,D C http://arasero.tamu.edu/nrsu/gimsfact.html GUEST C,G E http://arasero.tamu.edu/nrsu/gimsfact.html GUEST C,G E http://arasero.tamu.edu/nrsu/gimsfact.html KINEROS B,D E http://araser.ot.tamu.edu/nrsu/gimsfact.html KINEROS B,D S http://araser.ot.tamu.edu/nrsu/gimsfact.html KINEROS B,D S http://araser.ot.tamus.edu/gis/eb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,D C Http://www.gi.ursus.maine.	CEQUEAU	OUI	B,D	С	http://www.inrs-eau.uquebec.ca/cequeau/information.htm
CREAMS C,G C http://inc.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdiv/creams.html CROPSYST OUI C,G C http://www.bec.auu.edu/cropsyst/ EDM B,D E EPIC OUI C,G C http://www.brc.tamus.edu/epic/index.html EROSION-3D OUI B,D E http://www.brc.tamus.edu/heatin.de/~erosion/ GAMES B,D E http://www.brc.tamus.edu/intsu/glmsfact.htm GLEAMS OUI C,G C http://www.terc.armifeid.eu/witerusem/Euro	COSSEM		B,D	C	
CROPSYST OUI C,G C http://www.bsyse.wsu.edu/cropsyst/ EDM B,D E http://www.brc.tarnus.edu/epic/index.html EPIC OUI B,D E http://www.brc.tarnus.edu/epic/index.html EROSION-3D OUI B,D E http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GAMES B,D S S S GAMES B,D C http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GLEAMS OUI C,G C http://www.silsce.oranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUEST C,G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html GUEST C,G E http://water.uss.maine.edu/gitsweb/spat/blegits/eg94023.html KYERMO C,G E http://www.clus.s.bnin.ac.uk/S0D/spat/blegits/eg94023.html LASED B,D S http://www.clus.s.bnin.ac.uk/S0D/spat/blegits/eg94023.html NPS B,G C http://www.clus.s.bnin.ac.uk/S0D/spat/blegits/eg94023.html NPS B,D C http://www.clus.s.bnin.ac.uk/S0D/spat/blegits/eg94023.html NPS	CREAMS		C,G	C	http://dino.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/creams.html
EM B,D E EPG OUI C,G C http://www.brc.tarnus.edu/epic/index.html EROSION-3D OUI B,D E http://www.brc.tarnus.edu/epic/index.html EROSION-3D OUI B,D E http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GMESS B,D S S S GIBSI B,D C Htp://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GLEAMS OUI C,G C http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GUEST C,G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html GUEST C,G E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KNEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO C,G E http://water.usgs.gov/software/hspf.html LISEM B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html PERFECT C,G C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S S RUNCFF B,D	CROPSYST	OUI	C,G	С	http://www.bsyse.wsu.edu/cropsyst/
EPIC OUI C,G C http://www.for_tarus.adu/epic/index.html EROSION-3D OUI B,D E http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosern/Eurosern.htm EUROSEM OUI B,D E http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosern/Eurosern.htm GMES B,D C GIBSI B,D C GLEAMS OUI C,G E GUEST C,G E GUEST C,G E KNEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KNEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html LAVSED B,D E LISEM B,D E PEPP C,G E PERFECT C,G C http://water.usg.gov/software/prms.html RAPLER </td <td>EDM</td> <td></td> <td>B,D</td> <td>Ε</td> <td></td>	EDM		B,D	Ε	
EROSION-3D OUI B,D E http://www.geog.fu-berlin.de/~erosion/ EUROSEM OUI B,D E http://www.silsce.cranifield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GAMES B,D S	FPIC	OUI	C.G	C	http://www.brc.tamus.edu/epic/index.html
Linkowski Out B,D E http://www.silsce.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm GAMES 0.01 B,D S GIBSI B,D C GLEAMS OUI C,G C HSPF OUI B,D E HSPF OUI B,D E KINEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://www.gl.ursus.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html LISEM B,D E http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,G C http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,G C http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html PERFECT C,G E http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html PRMS OUI B,D C http://www.gl.ursus.maine.edu/sectorp/crep27.html PERFECT C,G E http://www.gl.ursus.gg.gov/software/prms.html RAFLER B,G S S RUNCFF B,D E http://www.due.edu/-wilso/forware/prms.html SEDMOT II OUI B,G	FROSION-3D	OUI	B,D	E	http://www.geog.fu-berlin.de/~erosion/
GAMES B,D S GIBSI B,D C GLEAMS OUI C,G C MERCIN C,G E Ittp://water.usgs.gov/software/hspf.html GUEST C,G E Ittp://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO C,G E Ittp://water.usgs.gov/software/hspf.html LAVSED B,D E http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,O C Ittp://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,O C Ittp://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,O C Ittp://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html PERFECT C,G C Ittp://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html RAFLER B,O C Ittp://www.gl.ursus.maine.edu/software/prms.html RUNOFF B,D E Ittp://www.dse.urs.edu/software/pr	EUROSEM	OUI	B.D	E	http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/eurosem/Eurosem.htm
Original B.D. C GIBSI B.D. C GLEAMS OUI C,G E GUEST C,G E HSPF OUI B,G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html HSPF OUI B,G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO C,G E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO C,G E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html NPS B,G C http://water.usgs.gov/software/prms.html NPS B,G C http://water.usgs.gov/software/prms.html PEPP C,G E http://water.usgs.gov/software/prms.html PRMS OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S C http://water.usgs.gov/software/prms.html SEDAD B,G E http://water.usgs.gov/software/prms.html SEDAD B,G E	GAMES		B.D	S	
OLSU OUI C,G C http://arsserv0.tamu.edu/nrsu/gimsfact.htm GUEST C,G E <t< td=""><td>GIBSI</td><td></td><td>B.D</td><td>C</td><td></td></t<>	GIBSI		B.D	C	
Output C,G E HSPF OUI B,G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B,D E http://water.usgs.gov/software/hspf.html KYERMO C,G E http://water.usgs.gov/software/hspf.html LAVSED B,D S http://water.usgs.gov/software/hspf.html NPS B,G C mitp://water.usgs.gov/software/nsite.de/-wei/metadb/berichte/tp-06-eill.html PERFECT C,G E http://water.usgs.gov/software/prms.html PERFECT C,G C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S startion RUNOFF B,D E http://water.usgs.gov/software/prms.html SEDCAD B,G E http://water.usgs.gov/software/prms.html SEDMOT II OUI B,G E http://water.usgs.gov/software/prms.htm SEDMOT II OUI B,G E http://www.fow.ruu.ul/g/default.html SHESED B,D	GI FAMS	OUI	C.G	С	http://arsserv0.tamu.edu/nrsu/glmsfact.htm
USPF OUI B.G C http://water.usgs.gov/software/hspf.html KINEROS B.D E http://dino.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/kineros.html KYERNO C.G E http://dino.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/kineros.html KYERNO B.D E http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html LISEM B.D E http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html NPS B.G C http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PEPP C.G E http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PERFECT C.G C http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PERFECT C.G C http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PRMS OUI B.D C http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PRMS OUI B.D C http://www.gl.ursus.maine.edu/gisweb/spat/db/egis/eg94023.html PRMS OUI B.D C http://www.lass.mac.uks8080/test/Crop/CropZ7.html RAFLER B.G S.D E http://www.lass.maine.edu/su880/test/Crop/CropZ7.html </td <td>GUEST</td> <td></td> <td>C,G</td> <td>E</td> <td></td>	GUEST		C,G	E	
KINEROS B,D E http://dino.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/kineros.html KYERMO C,G E LAVSED B,D S LISEM B,D E NPS B,D E NPS B,G C PEPP C,G E NPS B,D C PRMS OUI B,D C NPS B,G C Inttp://inwhp1.bau-verm.uni-karlsruhe.de/-wei/metadb/berichte/hp-06-eill.htm PRMS OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S Inttp://water.usgs.gov/software/prms.html RUNOFF B,D E Inttp://water.usgs.gov/software/prms.html SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/rware/sedcad4.htm SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/rware/sedcad4.htm SEDCAD B,D C Inttp://www.bae.uky.edu/rware/sedcad4.htm SEMMED B,D A http://www.bae.uky.edu/rware/sedcad4.htm SIMSED99 C,D E http://www.fov.clanus.edu/-wilson/bmwggms.htm <tr< td=""><td>HSPF</td><td>OUI</td><td>B,G</td><td>С</td><td>http://water.usgs.gov/software/hspf.html</td></tr<>	HSPF	OUI	B,G	С	http://water.usgs.gov/software/hspf.html
Instruction C,G E LAVSED B,D S LISEM B,D E NPS B,G C PEPP C,G E NPS B,G C PEPP C,G E NPS B,G C PERFECT C,G C NMS OUI B,D C RAFLER B,G S RUNOFF B,D E RUNOFF B,D E RUSLE OUI B,G A http://water.usgs.gov/software/prms.html Respected and the state and t	KINEROS		B.D	E	http://dino.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/kineros.html
IAVSED B,D S LISEM B,D E http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,G C PEPP C,G E http://ihwhp1.bau-verm.uni-karlsruhe.de/~wei/metadb/berichte/tp-06-all.htm PERFECT C,G C http://water.usgs.gov/software/prms.html PRMS OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S	KYERMO		C.G	E	
Lisem B,D E http://www.sgl.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html NPS B,G C PEPP C,G E http://ilwhp1.bau-verm.uni-kartsruhe.de/~wei/metadb/berichte/tp-06-all.htm PERFECT C,G C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html RAFLER B,G S RUNOFF B,D E RUSLE OUI B,G A http://www.bae.uky.edu/rusle2/default.html SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/rusle2/default.html SEDIMOT II OUI B,G E http://www.fwr.ruu.nl/fg/demon.html SEMMED B,D C SIMSED99 C,D E http://www.frv.ruu.nl/fg/demon.html SIMSED99 C,D E http://www.brc.lamus.edu/swat SIMSED99 C,D E http://www.brc.lamus.edu/swat SWAT OUI	LAVSED	1	B.D	S	
NPS B,G C PEPP C,G E http://ihwhp1.bau-verm.uni-karlsruhe.de/~wei/metadb/berichte/tp-06-all.htm PERFECT C,G C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S RUNOFF B,D E RUSLE OUI B,G E RUSLE OUI B,G E SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/-nvamer/sedcad4.htm SEDMOT II OUI B,G E SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/g/demon.html SHESED B,D C SiMSED99 SIMSED99 C,D E http://www.brc.lamus.edu/swat SIMVE B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat SWAT OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwg.html SWRRB OUI B,D C http://www.2.gis.uiuc.edu/c2280/	LISEM		B.D	E	http://wwwsgi.ursus.maine.edu/gisweb/spatdb/egis/eg94023.html
PEPP C.G E http://ihwhp1.bau-verm.uni-karlsruhe.de/~wei/metadl/berichte/tp-06-all.htm PERFECT C.G C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,G S RUNOFF B,D E RUSLE OUI B,G A NUSLE OUI B,G E SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B,G E SEMMED B,D C stp://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SHMED B,D A http://www.fmw.ruu.nl/g/demon.html SHMED B,D C StmsED SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://www.brc.larnus.edu/swat SWAT OUI B,D C http://www.brc.larnus.edu/swat SWAT OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/see/model/swrrbwg.html SWARB OUI	NPS		B,G	C	
PERFECT C.G C http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html PRMS OUI B,D C http://water.usgs.gov/software/prms.html RAFLER B,G S	PFPP		C,G	E	http://ihwhp1.bau-verm.uni-karlsruhe.de/~wei/metadb/berichte/tp-06-all.htm
PRMS OUI B,D C http://water.usg8.gov/software/prms.html RAFLER B,G S	PERFECT		C.G	C	http://www.clues.abdn.ac.uk:8080/test/Crop/Crop27.html
RAFLER B,G S RUNOFF B,D E RUSLE OUI B,G A http://bioengr.ag.utk.edu/rusle2/default.html SEDCAD B,G E SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.umn.edu/~wilson/bmwpgms.htm SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://www.2.gis.uluc.edu/:2280/modviz/reports/cert97/rep97.html SIMVE B,D C http://www.brc.tamus.edu/swat SWRT OUI B,D C http://www.2.gis.uluc.edu/cee/model/swrrbwq.html SWRRB OUI B,D A http://www.2.gis.uluc.edu/cee/model/swrrbwq.html USPED B,D <td>PRMS</td> <td>OUI</td> <td>B,D</td> <td>C</td> <td>http://water.usgs.gov/software/prms.html</td>	PRMS	OUI	B,D	C	http://water.usgs.gov/software/prms.html
RUNOFF B.D E RUSLE OUI B.G A http://bioengr.ag.utk.edu/rusle2/default.html SEDCAD B.G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B.G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B.G E http://www.bae.umn.edu/~wilson/bnwpgms.htm SEMMED B.D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B.D C SIMPLE B.D S SIMSED99 C.D E http://pandora.cecer.atmy.mil SIMVE B.D E http://www.gis.uiuc.edu/2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SIMVE B.D C http://www.brc.tamus.edu/swat SPUR B.D C http://www.brc.tamus.edu/swat SWAT OUI B.D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrtbwq.html USPED B.D A http://www.2gis.uiuc.edu/2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B.D C http://opsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html	RAFLER		B,G	S	
RUSLE OUI B,G A http://bioengr.ag.utk.edu/rusle2/default.html SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/~-rwarner/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.umn.edu/~wilson/brwpgms.htm SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMVE B,D E http://www.2.gis.uiuc.edu/swat SPUR B,D C Intp://www.brc.lamus.edu/swat SWAT OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html SWRRB OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/see/model/swrrbwq.html WEPP OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/see/model/swrrbwq.html	RUNOFF		B,D	E	
SEDCAD B,G E http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.umn.edu/~wilson/brwpgms.htm SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMVE B,D E http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SPUR B,D C http://www2.gis.uiuc.edu/swat SWAT OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat SWRRB OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html WEPP OUI B,D C http://www2.gis.uiuc.edu/weppmain/wepp.html	RUSLE	OUI	B,G	A	http://bioengr.ag.utk.edu/rusle2/default.html
SEDIMOT II OUI B,G E http://www.bae.umn.edu/~wilson/brwpgms.htm SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMVE B,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMVE B,D E http://www2.gis.uluc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SPUR B,D C SWAT OUI B,D C SWRRB OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat USPED B,D A http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html WEPP OUI B,D C http://www2.gis.uluc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html	SEDCAD		B,G	E	http://www.bae.uky.edu/~rwamer/sedcad4.htm
SEMMED B,D A http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cert97/rep97.html SIMVE B,D C Start SWAT OUI B,D C SWRRB OUI B,D C USPED B,D A http://www.brc.lamus.edu/swat WEPP OUI B,D C WEPP OUI B,D C http://topsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html Stended/secondel/swrrbwg.html	SEDMOT I	OUI	B.G	E	http://www.bae.umn.edu/~wilson/bnwpgms.htm
SHESED B,D C SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SIMVE B,D C SPUR B,D C SWAT OUI B,D C SWRRB OUI B,D C USPED B,D A http://www.2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat	SEMMED		B,D	A	http://www.frw.ruu.nl/fg/demon.html
SIMPLE B,D S SIMSED99 C,D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 C,D E http://www.2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SIMVE B,D C SPUR B,D C SWAT OUI B,D C http://www.brc.tamus.edu/swat SWRRB OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html USPED B,D A http://www.2.gis.uiuc.edu/2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://www.brc.tamus.edu/swat	SHESED		B,D	С	
SIMSED99 C.D E http://pandora.cecer.army.mil SIMSED99 B.D E http://www2.gis.utuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SPUR B.D C SWAT OUI B,D C SWRRB OUI B,D C USPED B,D A http://www.brc.lamus.edu/swat/swat/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B,D C	SIMPLE		B,D	S	
SIMWE B,D E http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html SPUR B,D C SWAT OUI B,D C SWRRB OUI B,D C JUSPED B,D A http://www.2gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat http://www.brc.lamus.edu/swat	SIMSED99		C.D	E	http://pandora.cecer.army.mil
SPUR B,D C SWAT OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat SWRRB OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat SWRRB OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html USPED B,D A http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cert97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://topsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html	SIMVE		B.D	E	http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html
SWAT OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/swat SWRRB OUI B,D C http://www.brc.lamus.edu/see/model/swrrbwq.html USPED B,D A http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html WEPP OUI B,D C http://www.2gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cert97/rep97.html	SPI IR		B.D	С	
SWRRB OUI B,D C http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html USPED B,D A http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cert97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://topsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html	SWAT	OUI	B,D	С	http://www.brc.tamus.edu/swat
USPED B.D A http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html WEPP OUI B,D C http://lopsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html	SWRR	OUI	B.D	С	http://www.cee.odu.edu/cee/model/swrrbwq.html
WEPP OUI B,D C http://topsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html	USPED	1	B.D	A	http://www2.gis.uiuc.edu:2280/modviz/reports/cerl97/rep97.html
	WEDD	OUI	B.D	С	http://topsoil.nserl.purdue.edu/weppmain/wepp.html
	TTEPP		80	6	

Tableau 3.1 : Modèles simulant l'érosion hydrique et le transport des sédiments.

LOGICIEL : OUI = disponible par INTERNET SPATIALE : C = champ, B = bassin versant, D = distribué, G = globalisé TEMPORELLE : E = événement, S = saisonnier, A = annuel, C = continu

3.3.1 Constats concernant les modèles RUSLE, WEPP et EUROSEM

Les nombreuses propositions qui ont été faites afin d'améliorer les facteurs de l'équation universelle de perte de sol (USLE) ont conduit au développement d'une version révisée appelée *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE; Renard *et al.* 1997). Le modèle RUSLE s'utilise à l'échelle du champ agricole ou du petit bassin versant. Il a été informatisé, ce qui facilite son apprentissage et sa diffusion comme outil de prédiction des pertes de sol. Malgré toutes les innovations technologiques introduites dans RUSLE, ce modèle contient une certaine part de globalisation (*lumped parameters*) qui court-circuite les processus physiques de l'érosion. Le modèle ne permet pas d'estimer la charge sédimentaire évacuée à la sortie des champs ou des bassins versants sans avoir recours à un indice d'apport sédimentaire. Toutefois, la convivialité de l'USLE/RUSLE fait qu'il demeure une approche de modélisation très populaire en pratique.

Le modèle WEPP (*Water Erosion Prediction Project;* USDA 1995a,1995b) n'utilise pas les facteurs de l'USLE/RUSLE pour estimer l'érosion hydrique mais mise plutôt sur un ensemble d'équations analytiques qui tentent de reproduire les mécanismes d'érosion en rigoles (*rill*) et inter-rigoles (*interill*). Ce modèle est complètement informatisé et se présente en trois versions: profil, bassin versant et matricielle. Des analyses d'incertitude révèlent un problème au niveau des algorithmes de calcul de l'érosion hydrique. De façon générale, la comparaison des taux d'érosion observés et prédits par WEPP suggère que le modèle performe bien à long terme. Cependant il doit être utilisé avec précaution pour la prédiction à l'échelle de l'événement pluvieux. Le recours à la calibration de certains paramètres améliore la prédiction des pertes de sols à l'échelle des événements pluvieux.

Le modèle d'érosion EUROSEM (*EUROpean Soil Erosion Model*; Morgan *et al.* 1998a, 1998b) opte pour une approche de modélisation dynamique spatialisée à l'échelle du champ ou du petit bassin versant afin de simuler la variation du ruissellement et des charges sédimentaires durant les événements pluvieux (*within-storm modelling*). Le modèle traite d'une façon additive les processus d'érosion par la pluie et le ruissellement. De façon générale, les simulations avec EUROSEM tendent à surestimer les mesures d'érosion en parcelles et à décaler les pointes des charges sédimentaires de quelques minutes. Certains paramètres du modèle peuvent être calés afin d'augmenter le pouvoir de prédiction. Cette approche de modélisation par événements pluvieux nécessite que les conditions initiales soient spécifiées dans le fichier de départ.

La comparaison entre les modèles d'érosion RUSLE, WEPP et EUROSEM est plutôt difficile à faire car ces outils de prédiction utilisent des approches de modélisation très différentes. Les algorithmes de WEPP et EUROSEM ont été développés en fonction d'une approche analytique complexe qui tient compte de la variation spatiale et temporelle des processus d'érosion et de sédimentation à la surface du sol. L'approche empirique de modélisation préconisée dans RUSLE permet d'utiliser directement les données provenant des mesures effectuées en parcelles afin de mettre à jour les algorithmes du modèle. Les modèles RUSLE et WEPP requièrent une base de données sophistiquée sur les sols, le climat et les opérations agricoles. Le modèle RUSLE a été conçu pour produire des estimations à l'échelle de 15 jours alors que les modèles WEPP et EUROSEM peuvent produire des estimations à court terme (jour, minute). Les modèles USLE/RUSLE et WEPP tendent à surestimer les faibles taux d'érosion et à sous-estimer les plus forts. Nearing [1998] a démontré, dans le cadre d'une étude théorique, que le meilleur des modèles déterministes ne pouvait reproduire que 76% des pertes de sol mesurées lors d'événements pluvieux. La principale raison de ce biais résiderait dans la grande variabilité naturelle des paramètres associés aux mesures d'érosion en parcelles et à la conception déterministe des modèles d'érosion qui ne considèrent pas la nature aléatoire des variables d'entrée et de sortie [Wendt et al. 1986; Zhang et al. 1996; Nearing et al. 1998].

Les modèles d'érosion RUSLE, WEPP et EUROSEM exigent un programme informatique spécialisé pour gérer les masses d'informations nécessaires à leur fonctionnement et servir d'intermédiaire avec les usagers. Afin de faciliter l'acquisition et l'utilisation des bases de données des modèles RUSLE et WEPP, le Département d'Agriculture des États-Unis (USDA) a créé différents systèmes informatiques d'aide à l'utilisateur, dont le système CPIDS (*Crop Parameter Intelligent Database System*) et le système MOSES (*Modular Soil Erosion System*). Le projet CPIDS vise à assister l'utilisateur des modèles RUSLE et WEPP dans la création et l'acquisition des paramètres d'entrée concernant les caractéristiques des plantes. Ce système informatisé donne accès à une base de données agronomiques colligées à partir de données tirées de la littérature et d'études aux champs (ex: hauteur des plantes, masse des résidus). Les détails du CPIDS se retrouvent dans Deer-Ascough *et al.* [1995] et Ascough *et al.* [1998]. Le projet MOSES vise à combiner les modèles RUSLE et WEPP en un système informatique unique ayant un interface graphique commun. Ce système interactif aidera l'usager à gérer les données d'entrée de RUSLE et WEPP et à interpréter les résultats des simulations.

Comme l'a démontré la venue du modèle RUSLE, et bien d'autres avant lui, il faut un certain temps pour qu'un modèle d'érosion s'implante et soit accepté par la communauté scientifique. Il est juste de prétendre que des modèles à base physique (physically-based) tels que WEPP ou EUROSEM correspondent mieux à la réalité des processus d'érosion observés sur le terrain. Ces modèles sont munis d'équations mathématiques sophistiquées afin de surmonter l'empirisme trop souvent critiqué de l'approche USLE/RUSLE. En dépit de cette sophistication, plusieurs fonctions analytiques utilisées pour décrire les mécanismes d'érosion, de transport et de sédimentation ne peuvent être validées à l'aide de données expérimentales; il en résulte qu'un certain empirisme demeure malgré tout [Huang 1995]. Il devient alors délicat d'utiliser un modèle dont le fonctionnement est si complexe qu'il demande l'acquisition, souvent laborieuse, de nombreux paramètres de terrain. Cette 'surparamétrisation' conduit à augmenter l'incertitude associée aux simulations et à diminuer l'intérêt d'ajouter des nouvelles fonctions à la description des processus d'un modèle à base physique afin de le rendre plus réaliste [Beven 1989; Woolhiser 1996]. C'est d'ailleurs le lieu commun des modèles analytiques que de prétendre représenter avec autant d'audace les systèmes hydrologiques et de ne pouvoir assumer avec autant d'assurance leur capacité de prédiction.

3.3.2 Constats concernant les modèles de pollution diffuse AGNPS, ANSWERS et SWRRB

Les modèles de pollution diffuse servent à simuler la production et le transport des polluants, de la surface du sol jusqu'au réseau hydrographique. Ces modèles sont généralement utilisés pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et identifier les secteurs critiques de pollution. Bingner *et al.* [1989], Bingner [1990], Bingner *et al.* [1992] et Wu *et al.* [1993] ont comparé les différentes composantes et les performances de prédiction des modèles AGNPS [Young *et al.* 1989], ANSWERS [Beasley *et al.* 1980] et SWRRB [Williams *et al.* 1985].

Les objectifs agro-environnementaux poursuivis par les concepteurs se reflètent dans la composition des modèles. Les modèles AGNPS et SWRRB s'intéressent à prédire le transport des sédiments et des nutriments (azote, phosphore) tandis que le modèle ANSWERS s'intéresse principalement à prédire le transport des sédiments. Les modèles AGNPS et ANSWERS visent à localiser les secteurs des bassins versants les plus vulnérables à l'érosion/sédimentation alors que le modèle SWRRB vise à connaître la qualité de l'eau des grands bassins versants ruraux.

Pour atteindre ces objectifs, les modèles AGNPS et ANSWERS subdivisent le bassin versant en mailles carrées et opèrent sur la base d'averses alors que le modèle SWRRB subdivise le bassin versant en sous-bassins et opère sur une base journalière. Les modèles AGNPS et ANSWERS permettent de spatialiser leurs paramètres d'entrée pour des mailles de 0,4 à 16 ha et de 1 à 4 ha respectivement contrairement au modèle SWRRB qui se restreint à utiliser des paramètres globaux pour chaque sous-bassin.

La composante hydrologique des modèles AGNPS et SWRRB utilisent la méthode du numéro de courbe (*SCS runoff curve number*) pour déterminer le ruissellement de surface tandis que la composante d'érosion hydrique des modèles repose essentiellement sur des versions modifiées de l'équation universelle de perte de sol (USLE) pour estimer les pertes de sol. Ces procédures ne peuvent cependant rendre compte de toutes les conditions de ruissellement et de transport sédimentaire pouvant survenir à l'échelle d'un bassin versant. Malgré tout, les modèles réussissent à rendre compte de l'impact des aménagements en milieu rural sur l'eau, la sédimentation et le comportement des polluants agricoles avec une exactitude raisonnable. Ces modèles de pollution diffuse atteignent un degré de précision de ± 2 ou 3 fois la valeur observée.

Ces modèles possèdent une architecture informatique ouverte qui permet d'apporter des modifications éventuelles aux algorithmes. Il arrive souvent que l'utilisateur essaie d'adapter un modèle de pollution diffuse à un problème particulier plutôt que de trouver un modèle approprié à sa situation. Une meilleure connaissance des algorithmes et de la façon dont ces modèles fonctionnent permet à l'utilisateur de choisir un modèle applicable à sa situation. Les modèles de bassin versant qui demandent un calage de paramètres (ex: HSPF, Donigian *et al.* 1984) ont un usage limité par la disponibilité des données historiques alors que les modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB n'exigent pas de calage mais nécessitent cependant une grande quantité d'informations sur les caractéristiques réelles du bassin versant.

Une nouvelle version d'AGNPS appelée AGNPS98 a été créée par *l'U.S. Departement of Agricultur*e [USDA 1998]. La composante d'érosion hydrique d'AGNPS98 contient une version continue du modèle AGNPS (*AnnAGNPS, Annualized AGNPS*) et utilise les algorithmes du modèle RUSLE [Renard *et al.* 1997] pour estimer les pertes de sols sur les bassins versants.

Une nouvelle version en continue d'ANSWERS appelée ANSWERS-2000 [Bouraoui 1994; Bouraoui et Dillaha 1996] permet de simuler le transport de l'azote et du phosphore et considère l'érosion/sédimentation pour des distributions granulométriques mélangées [Dillaha et Beasley 1983]. L'évolution du modèle SWRRB [Arnold *et al.* 1990] a conduit à l'élaboration du modèle à base physique SWAT [Arnold *et al.* 1995]. Ce dernier permet un découpage du bassin versant en sous-bassins ou en cellules carrées afin de rendre compte de la variabilité spatiale des caractéristiques du paysage. Les processus qui décrivent le mouvement de l'eau, des sédiments, des éléments nutritifs et la croissance des cultures sont directement simulés par les algorithmes de SWAT en utilisant des informations spécifiques sur le climat, les propriétés du sol, la topographie, la végétation et les pratiques de gestion du territoire du bassin versant.

Puisque la problématique agro-environnementale attire de plus en plus l'attention des agences gouvernementales au cours des demières années, des groupes de recherche et des sociétés de consultation ont adopté diverses procédures afin d'évaluer la pollution de sources diffuses. Plusieurs de ces procédures impliquent le développement et l'utilisation des modèles informatiques pour effectuer des simulations fiables et répétitives. Plus récemment, certains de ces modèles ont été couplés aux systèmes d'information géographique (SIG) pour faciliter la gestion des données et accélérer le traitement des tâches.

3.4 Utilisation des modèles hydrologiques et des systèmes d'information géographique (SIG)

Grâce au développement prodigieux qu'a connu l'informatique au cours des dernières années, les chercheurs ont suggéré d'utiliser les systèmes d'information géographique (SIG) dans les études de modélisation (ex: Goodchild *et al.* 1993). La plupart des SIG permettent de construire des modèles numériques d'altitude (*Digital Elevation Model*) qui servent à calculer les pentes et à déterminer les directions d'écoulement des eaux de surface sur les bassins versants. L'utilisation des commandes de superposition cartographique et de calcul mathématique des SIG permet la création de cartes thématiques à partir desquelles il devient possible d'établir différents scénarios d'aménagement du territoire. Cette capacité à pouvoir générer des scénarios est grandement utile pour la gestion d'un bassin versant car elle permet de simuler l'impact des interventions humaines sur la qualité de l'eau et de localiser les secteurs les plus vulnérables.

Tim et Jolly [1994] et Liao et Tim [1997] présentent trois stratégies d'intégration Modèle/SIG pour les études de pollution diffuse (figure 3.1). Cette intégration s'étend du couplage souple de premier niveau (loose coupling) au couplage serré de troisième niveau (tight coupling). Dans le couplage de premier niveau, le SIG est utilisé pour construire les fichiers de données spatiales du modèle, pour effectuer l'analyse des résultats des simulations et pour visualiser certains paramètres et variables. Dans ce couplage souple, le SIG est utilisé séparément du modèle de pollution diffuse et les fichiers doivent être transférés de l'un vers l'autre à l'aide d'interfaces spécifiques. Chaque outil possède sa propre base de données. Le couplage de second niveau diffère du premier par la présence d'une interface commune qui permet l'échange d'informations entre le SIG et le modèle de pollution diffuse. Ce couplage exploite intensément la librairie des commandes d'exportation des SIG. Le transfert de l'information s'effectue par l'intermédiaire de la mémoire interne plutôt que par l'intermédiaire de fichiers externes. Le SIG et le modèle demeurent toutefois utilisés séparément. Dans le couplage de troisième niveau, le SIG et le modèle utilisent la même structure de données spatiales. Ce couplage ne nécessite pas d'interface de conversion puisque les algorithmes du modèle adoptent le même langage informatique que les commandes du SIG. L'intégration est complète et résulte en un environnement informatique unique et autonome.

L'utilisation conjointe des modèles de pollution diffuse et des SIG dans les études de conservation des sols et de l'eau a pris beaucoup d'expansion au cours des dernières années. L'intégration des modèles de pollution diffuse et des SIG nécessite toutefois certaines adaptations pour des environnements où les couplages n'ont pas été effectués (ex: Poiani et Bedford 1995). La littérature foisonne d'études spécialisées qui démontrent que les modèles d'érosion hydrique et de pollution diffuse peuvent être couplés avec succès à des systèmes d'information géographique afin d'accroître leur efficacité et faciliter l'analyse spatiale des résultats des simulations. Beaucoup de ces modèles utilisent les facteurs de l'USLE (*cf.* Annexe B2) car ceux-ci s'adaptent facilement à la dimension spatiale des SIG (ex: AGNPS/ARC-INFO; RUSLE/IDRISI). Comme l'indique Bonn [1998], la spatialisation des modèles d'érosion hydrique à l'aide des SIG se heurte à une série d'hypothèses simplificatrices concernant la continuité des paysages, la distribution spatiale des précipitations, la précision des renseignements cartographiques et l'effet des interventions humaines. Ces hypothèses sont toutefois nécessaires pour effectuer la cartographie des pertes de sol à l'échelle d'un bassin versant.



Figure 3.1 : Stratégies de couplage entre un modèle de simulation et un SIG.

3.5 Situation au Québec

3.5.1 Contexte géographique

Les questions touchant la détérioration de la qualité des sols et de l'eau au Québec font l'objet d'une attention particulière de la part des milieux gouvernementaux et scientifiques [Drapeau 1987; A.C.F.A.S 1987; Québec 1988a]. En publiant des guides d'intervention sur la conservation des sols et de l'eau ainsi que sur l'aménagement des cours d'eau en milieu agricole, les gestionnaires de la province confirmaient leurs préoccupations pour les problèmes liés à l'érosion hydrique et au transport des sédiments [Québec 1988b; Québec 1988c].

La problématique de l'érosion hydrique et du transport des sédiments au Québec est fortement reliée à son histoire géologique. Suite aux divers bouleversements qui ont façonné son relief au cours des derniers millénaires (glaciation, invasion marine), le Québec se retrouve aujourd'hui avec une couche de sédiments qui repose dans les dépressions et les terrains plats de la province [Scott 1968]. Ces sédiments couvrent majoritairement la vallée du fleuve St-Laurent, la région du Lac St-Jean et le piedmont des Appalaches. Ces régions, qui englobent la majeure partie des terres agricoles de la province, sont vulnérables à l'érosion hydrique puisque les dépôts de surface qui s'y trouvent se composent de sédiments qui offrent peu de cohésion. De plus, les topographies planes contribuent à faire apparaître des problèmes d'évacuation des eaux de drainage et d'accumulation de sédiments dans les cours d'eau.

En s'interrogeant sur le devenir et les tendances observées quant au mode d'utilisation des terres en milieu rural, Normandeau [1982] a constaté que la spécialisation excessive des fermes laissait des ressources inutilisées, endommagait les sols et augmentait les risques de pollution des cours d'eau. Le transfert de la culture en rotation du maïs vers la monoculture, en délaissant progressivement celles de l'avoine et du foin [Pelletier 1987], a contribué à intensifier l'érosion des sols car la culture du maïs laisse le sol à nu durant la moitié de l'année, rendant ainsi les terres vulnérables aux précipitations et au ruissellement. Les mauvaises pratiques culturales, telles que le travail excessif du sol, l'absence de résidus de culture au sol et l'abandon des rotations aggravent le problème de l'érosion hydrique et du transport des sédiments dans les champs agricoles [Pesant A. 1990; Thibodeau et Ménard 1993]. Pour être de plus en plus efficace et davantage compétitif, le producteur agricole a eu recours à des machineries lourdes. Le passage répété de cette machinerie s'est effectué suivant les lots, les plus longs possibles, dans le sens de la pente et sans égard à la dégradation des sols. Le sol ainsi compacté a réduit considérablement l'infiltration de l'eau, ce qui a eu pour effet d'augmenter le ruissellement de surface et, par le fait même, favoriser l'érosion hydrique des sols. L'agriculture intensive accélère donc le processus de vieillissement du sol et contribue à sa dégradation, *via* de mauvaises pratiques culturales. Comme le souligne Milette [1982], les "excès" qu'a connu l'agriculture se sont avérés aussi dommageables que les "manquements".

La province de Québec jouit d'une situation favorable en ce qui concerne ses réserves d'eau puisque les précipitations, bien réparties durant l'année, assurent un approvisionnement continuel en eau sur les bassins versants [Pesant C. 1990]. Compte tenu des caractéristiques climatiques hivernales, il existe peu de possibilité d'érosion hydrique durant cette saison, sauf lors des dégels printaniers où la fonte du manteau nival rehausse le ruissellement de surface. Ces conditions climatiques nordiques génèrent le processus d'érosion hydrique et contribuent à accroître la charge de solides en suspension transportées par les cours d'eau.

Les eaux de drainage des bassins versants situés sur les Basses-Terres du fleuve St-Laurent sont chargées de sédiments contaminés qui contribuent de façon significative à la pollution diffuse [Couillard 1987]. L'importance du rôle joué par les bassins versants agricoles tributaires du fleuve St-Laurent comme sources principales de solides en suspension a été mise en évidence (ex: Québec 1988d; Frenette 1990). Un rapport récent sur la qualité des eaux du fleuve St-Laurent fait également allusion à l'importance que jouent les cours d'eau tributaires des Basses-Terres dans l'évaluation globale de la qualité du fleuve St-Laurent [Hébert 1993]. Les gestionnaires de la qualité de l'eau doivent tenir compte des sources de pollution diffuse dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (PAEQ). Ces sources sont cependant plus difficiles à identifier et à traiter que les sources ponctuelles de pollution.

Le besoin d'études est primordial afin de connaître la distribution spatiale et temporelle du phénomène d'érosion à l'échelle des bassins versants. Il s'avère alors essentiel de recourrir à diverses méthodes d'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments afin de mieux gérer les problèmes de dégradation des sols et de qualité de l'eau.

3.5.2 Études d'érosion

Depuis plus de 50 ans, des études sont effectuées au Québec sur les phénomènes d'érosion hydrique et de transport de sédiments. Dans un article portant sur l'eau et l'érosion des sols au Québec, Dubé [1975] rappelle les premières démarches régionales effectuées par Scott [1948], Ouellette [1948, 1949], Mailloux et Dubé [1959], Dubé et Mailloux [1966], Archambault [1966] et Dubé et Mailloux [1969] afin de sensibiliser la population rurale au problème d'érosion hydrique des sols. À l'instar des études agronomiques effectuées aux États-Unis, les mesures d'érosion en parcelles sont rapidement devenues l'activité principale de nombreux chercheurs du Québec (ex: Pesant *et al.* 1987; Bernard 1990a; Koro *et al.* 1995). Les renseignements tirés de ces expériences ont permis d'acquérir une meilleure connaissance du phénomène d'érosion hydrique et de transport des sédiments à l'échelle du champ agricole.

Les études de Lagacé [1980a], Mehuys [1981], Dubé *et al.* [1984], Bernard [1984], Gosselin *et al.* [1986], Trencia [1987], Bernard [1988] et Pesant A. [1990] décrivent les principaux mécanismes de l'érosion hydrique, leurs causes et leurs conséquences sur l'environnement et démontrent, chiffres à l'appui, que les pratiques culturales favorisant le travail minimum du sol permettent de réduire considérablement le problème de la pollution diffuse en mileu agricole. Carignan *et al.* [1988] et Tabi *et al.* [1990, 1991] ont étendu le problème de l'érosion hydrique au fléau croissant de la dégradation des sols au Québec. Côté et Bernard [1993] évoquent la portée des études destinées à accroître les connaissances sur l'érosion hydrique au Québec depuis la parution de l'article de Dubé [1975].

Parallèlement à ces études, des chercheurs se sont tournés vers l'utilisation des modèles informatisés pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments. Cluis et Dupont [1993] discutent du recours aux technologies informatiques pour effectuer la gestion intégrée de la ressource eau à l'échelle du bassin versant. Les auteurs mentionnent que la première étape de modélisation consiste à simuler les différents phénomènes hydrologiques car l'écoulement de l'eau constitue le vecteur responsable de la contamination tandis que la seconde étape consiste à modéliser les paramètres de qualité de l'eau. Afin de mieux contrôler le problème de la pollution diffuse en milieu agricole, Gangbazo *et al.* [1994] et Gangbazo [1997] prônent l'approche par bassin versant et encouragent le développement des modèles mathématiques.

Le tableau 3.2 présente une liste de 60 études portant sur la modélisation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments au Québec depuis près de 30 ans. L'envergure des modèles cités va de la simple équation de régression (ex: Carson et al. 1973) au couplage intégral entre un SIG et des modèles de simulation (ex: Villeneuve et al. 1998b). Gangbazo et al. [1999] font un survol d'études de pollution diffuse effectuées au Québec entre les années 1993 et 1998. Pelletier et al. [1996] ont réalisé une revue de littérature des modèles simulant l'érosion hydrique en insistant sur la description mathématique des équations qui les composent. Les auteurs rappellent que le succès de ces modèles dépend de la performance de prédiction de leurs composantes hydrologiques; les pertes de sol simulées étant d'autant plus fiables que l'écoulement de surface est bien reproduit. La plupart des modèles ont cependant été développés dans des conditions climatiques et pédologiques autres que celles généralement rencontrées au Québec. Ces modèles doivent donc être adaptés aux contextes québécois et être calibrés et validés avec des données provenant de petits bassins versants agricoles représentatifs [Gangbazo et al. 1994]. Bernard [1986] a proposé quelques approches pour modéliser la pollution agricole diffuse à l'échelle du bassin versant et souligné que la complexité des modèles varie en fonction du détail et de la précision des résultats recherchés.

Lagacé [1980b] a précisé les limites d'application de l'équation universelle de perte de sol (USLE) pour le Québec et souhaite que les chercheurs déterminent des valeurs locales pour chacun des facteurs de ce modèle. Plusieurs des études québécoises utilisent l'équation universelle de perte de sol (USLE) (ex: Payen *et al.* 1983; Salehi *et al.* 1991), un de ses facteurs (ex: Madramootoo 1988; Bernard 1996) ou ont recours à un système d'information géographique pour superposer les couches d'informations cartographiques (ex: Gangbazo *et al.* 1991; Haidar *et al.* 1996). Certains utilisent un modèle de pollution diffuse dont la composante d'érosion repose sur l'USLE (ex: Germain 1986; Montas et Madramootoo 1991) alors que d'autres utilisent ces mêmes modèles conjointement avec un système d'information géographique (ex: Cyr *et al.* 1991; Perrone et Madramootoo 1997, 1999). Chokmani et Gallichand [1997] et Landry [1998] ont utilisé le modèle USLE comme composante d'érosion des sols dans leur approche géomatique de modélisation, par indices environnementaux, du potentiel de pollution diffuse des bassins versants du Québec. Afin de rendre accessible la modélisation aux gestionnaires des milieux agricoles et d'assister les intervenants dans le choix des meilleures pratiques culturales, Bernard [1990b] a informatisé et adapté le modèle USLE aux conditions agricoles du Québec.

34 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Tableau 3.2 : Études portant sur la modélisation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments au Québec.

ALITEUDE	MODELE ISIGI	I IFI IX	TITRED=144TUD=
	enute d'apport	Anno Marcal and a state of the	Sediment Production in a small Appalachian Watershed during Spring
CARSON et al. 1973	courbe a apport	rivière Eaton	Punoff The Faton Basin 1970-1972
	secimentaire	midder Châteouguay	Modèle de simulation du transport solide en suspension des rivières
FRENETTE et al. 1974	regression	Interes Chardiday	Châteauruay at Chautière
	multiple	er Chaudiere	Éracion de bassin et annot solide en suspension dans les cours d'eau
JULIEN 1979	USLE	rivière Chaudière	Elosion de basan et apport contro en ouopensien dans les contra anna
			Noraques,
FRENETTE at JULIEN 1980	USLE	rivière Chaudière	Metade simplines de predicion à crostan de satern terterne et a opport
			solice en suspension cans les cours o eau nordiques
LAGACÉ 1980b	théorique		L'Equation universeile de peries de sois : un outil
NU JENI 1082	USIE	rivière Chaudière	Prédiction d'apport solide pluvial et nival dans les cours d'éau nordiques a
JULIEN 1902			partir du ruissellement superficiel
MORIN et al. 1082	CEOLIEALI	rivière Sainte-Anne	Modélisation des solides en suspension à l'aide du modele quantité-quante
MORIN et al. 1965	QEGOLAO		CEQUEAU
PAYEN et al. 1983	USLE	rivière Yamaska	Étude du potentiel d'érosion des sols à l'échelle d'un bassin versant
BERNARD 1985	GAMES		Le contrôle de la pollution agricole diffuse
	modèle	di ilan Chaudiàra	Modeling of Rainfall Erosion
JULIEN et FRENETTE 1985	stocnastique	Imere Chaudiere	
BERNARD 1986	théorique		La modélisation de la pollution agricole diffuse
			LAVSED I - Un modèle pour prédire l'érosion des bassins et le transfert de
FRENETTE et JULIEN 1986	LAVSED1	rivière Chaudière	sédiments fins dans les cours d'eau nordiques
GERMAIN 1986	ANSWERS	lle d'Orléans	Essais et analyse d'un modèle de prévision de l'érosion des sols
II II IEN et ERENETTE 1986	LAVSED2	tributaires du St-Laurent	LAVSED I - A Model for Predicting Soil Erosion and Washload in Streams
ILLIEN at ERENETTE 1987	USLE	rivière Chaudière	Macroscale Analysis of Upland Erosion
KIRBY at MEHLIYS 1987	USLE	Ste-Anne-de-Bellevue	The seasonal variation of soil erodibility in southwestern Quebec
Turcht of the forte foot		Ste-Anne-de-Bellevue	Soil erodibility indices for southern Quebec soils derived under variable
MICHAUD 1987	USLE	Lennowille	intensity minfall simulation
			An Extension of the Grid-Based Hydrological Model CEQUEAU to
COUILLARD et al. 1988	CEQUEAU	rivière Sainte-Anne	Suspended Sediment Movement Through Drainage Basins
MADRAMOOTOO 1988	USLE	Québec, Ontario	Rainfall and Runoff Erosion Indices for Eastern Canada
			Cartographie des zones de cultures sarclées à haut risque d'érosion
DADII et al 1989	LISI E ISPANSI	région de Sherbrooke	hydrique par intégration de données multi-sources à un système
BARIL BL BL BL 1909	USLE [SPANS]	Lennoxville	d'information déographique
		région de Sherbrooke	Application de la télédétection à la mesure de l'érosion hydrique associée
PERRAS 1989	USLE [SPANS]	i annoville	à la culture du mais et des céréales
		Cennoximo	Contrôle de l'érosion hydrique des sols et de la pollution diffuse, Guide
BERNARD 1990b	USLE		toohnique de conservation des ressources
			Analyze magnesconique de l'émpion des bassins et du transfert
FRENETTE 1990	BI-LAVSED	tributaires du St-Laurent	addimentative dans les tributaires du Stal aurent
		day and the Assess	Le concention du col et de l'equ à l'échelle du bassin versant
BERNARD 1991	GAMES	ruisseau-des-Anges	La conservation du sol et de l'édu à récence du sussification d'information
CYR et al. 1991	USLE [SPANS]	region de Sherbrooke	Mesures de couveriere vegeune medélication cratiala de l'érosion hydrigue
		Lennoxville	Contra double pour une modellation spatiale de relosion monque
GANGBAZO et al. 1991	USLE (SPANS)	ruisseau-des-Anges	Cares de vulnerabilité à recision nyunque du son obtendes par geornandue
			sur le bassin du Ruisseau-des-Anges
MONTAS # MADRAMOOTOO 1991	ANSWERS	St-Dominique	Using the ANSWERS Model to Predict Runon and Son Loss in
MONTAS & MADRAMOOTOO TOOT		Rigaud	Southwestern Quebec
SALEHI 1991	USLE	Lennoxville	Soll erodibility of the Eastern Township
	tisir	Lennorville	Validation of the Universal soil loss equation for three cropping systems
SALERI et al. 1991	0066		under natural rainfall in southeastern Quebec
BERNARD 1992a	césium-137	lie d'Orléans	Etude de l'érosion des sols de l'ile d'Orléans à l'aide du cesium-13/
PERMARD -1-1 1992	cécium.137	Lennowille	Variabilité de la relation entre les pertes de cesium et de sol par erosion
BERMARD FLai. 1992	Vealalline LOT		hydrigue
BERNARD et LAVERDIÈRE 1992	césium-137	lie d'Orléans	Soatial redistribution of Cs-137 and soil erosion on Orléans Island, Québec
	équation de	région de Lennowille	Hydrogrammes de ruissellement superficiel et transport des sediments en
MATHIER et ROY 1992	Ammana #	TEXIMIT OF LETHIONTING	milieu agricole

AITEURS	MODELE ISIG1	LIEUX	TITREDELATUDE
BERNARD et LAVERDIÈRE 1993	césium-137	Lennoxville	Assessment of soil erosion in Québec (Canada) with Cs-137
CAO et al. 1993	césium-137	St-Elzéar-de-Beauce	Using 137Cs to investigate net erosion at two soil benchmark sites in Quebec
CLUIS et QUENTIN 1993	USLE [SPANS]	rivière Yamaska	Un système d'information géographique adapté à l'évaluation de la pollution agricole diffuse
LATREILLE et al. 1993	USLE	région de Montréal	La pollution agricole diffuse: une évaluation pour la grande région de Montréal
MATHIER et ROY 1993	équation de transport	région de Lennoxville	Temporal and Spatial Variations of Runoff and Rain Wash Erosion on a Agricultural Field
NIVESSE 1993a	césium-137	Lennoxville	Étude de l'érosion au Québec
NIVESSE 1993b	AGNPS (IDRISI)	Lennoxville	Application du modèle AGNPS au bassin de Lennoxville
SALEHI et al. 1993	USLE	Lennoxville	Preliminary estimates of the erodibility of ten Quebec Eastern Townships soil series
NASERKHAKI 1994	césium-137	Lennoxville	Bilan érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant à l'aide du Cs-137
MORIN et PAQUET 1995	CEQUEAU	rivière Sainte-Anne	Le modèle de simulation de quantité et de qualité CEQUEAU : Guide de l'utilisateur, Version 2.0 pour Windows
MOUSAVIZADEH et al. 1995	[SPANS]	ruisseaux St-Esprit et Desrochers	Application of GIS and water quality models to watershed management
PELLETIER et al. 1996	théorique		Revue de littérature des modèles d'érosion et choix de modèles en contexte québécois
BERNARD 1996	USLE	Québec	Estimation de l'érodabilité (K) des principales séries de sol agricole du Québec, à l'aide du nomographe de Wischmeier
HAIDAR et al. 1996	USLE (IDRISI)	rivière Boyer	Apport de la géomatique pour localiser les zones à risques de pollution du LOIRET et de la rivière Boyer
MATHIER et ROY 1996	équation de transport	région de Lennoxville	A study on the effect of spatial scale on the parameters of a sediment transport equation for sheetwash
SALEHI 1996	GAMES	Lennoxville	Mesure et modélisation des sédiments d'un petit bassin versant agricole
CHOKMANI at GALLICHAND 1997	USLE (IDRISI)	ruisseaux Turmel et Binet	Utilisation d'indices pour évaluer le potentiel de pollution diffuse sur deux bassins versants agricoles
PERRONE et MADRAMOOTOO 1997	AGNPS (SPANS)	ruisseau St-Esprit	Use of AGNPS for Watershed Modeling in Quebec
ROUSSEAU et al. 1997	GIBSI IGRASSLANDI	rivière Chaudière	GIBSI - A watershed-based software system for integrated surface water guality management
BERNARD et LAVERDIÈRE 1998	césium-137	rivière Boyer	Estimation de l'érosion des sols dans le bassin versant de la rivière Boyer à l'aide du 137Cs
LANDRY 1998	USLE (IDRISI)	rivière Boyer	Analyse par géornatique des bilans et des flux d'azote et de phosphore dans un bassin versant à vocation agricole : le cas de la rivière Boyer
MABIT et al. 1998	césium-137	Lennoxville	Quantification de l'érosion hydrique dans un petit bassin versant agricole des basses-terres du Saint-Laurent
ROLOFF et al. 1998	EPIC	St-Antoine	Crop yield, soil temperature and sensitivity of EPIC under central-eastern Canadian conditions
VILLENEUVE et al. 1998b	GIBSI [GRASSLAND]	rivière Chaudière	Rapport synthèse du projet GIBSI: Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé
MABIT 1999	césium-137	Lennoxville	Estimation de l'érosion hydrique des sols par la méthode du Cs137: Application aux bassins versants de Viery (France) et Lennoxville (Québec)
MABIT et al. 1999	césium-137	Lennoville	Assessment of water erosion in a small agricultural basin of the St.Lawrence river watershed
PERRONE et MADRAMOOTOO 1999	AGNPS [SPANS]	ruisseau St-Esprit	Sediment yield prediction using AGNPS

AGNPS (Agricultural Non-Point Source; Young et al. 1994).

AGNPS (Agncultural Non-Point Source; Young et al. 1994). ANSWERS (Areal Non-point Source; Young et al. 1994). EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator; Williams et al. 1990). GAMES (Guelph model for evaluate the effect of Agricultural Management system on Erosion and Sedimentation; Cook et al. 1985). GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé; Villeneuve et al. 1998b). USLE (Universal Soll Loss Equation; Wischmeier et Smith 1978).

Les travaux de Julien [1979, 1982], Frenette et Julien [1986] et Julien et Frenette [1986] ont conduit au développement de modèles mathématiques qui permettent de prédire les pertes de sol et les charges sédimentaires exportées à l'aval des cours d'eau nordiques sous l'action érosive de la pluie (LAVSED I) ou de la pluie combinée à de la neige (LAVSED II). Ces modèles utilisent les facteurs de l'USLE pour estimer l'érosion du sol et emploient un découpage en maillage pour effectuer les calculs. Les modèles ont été appliqués avec succès aux bassins versants tributaires du fleuve St-Laurent (ex: rivière Chaudière). Frenette [1990] a comparé le transport sédimentaire calculé avec le modèle BI-LAVSED à celui simulé par les modèles LAVSED pour un ensemble de bassins versants situés sur les basses-terres du Saint-Laurent. Cette étude fournit une première estimation, par modélisation, des bilans sédimentaires et de la dégradation spécifique des bassins versants agricoles du Québec.

Morin *et al.* [1981] ont introduit le modèle hydrologique CEQUEAU/CEQUAL comme outil informatique pour la prévision des débits et du transport sédimentaire à l'échelle des bassins versants. Ce modèle conceptuel est composé d'un module de production de sédiments au sol et en rivière et d'une fonction de transfert (transport) qui dirige les sédiments vers l'aval du bassin versant suivant les lois de l'hydraulique fluviale. Morin *et al.* [1983] ont appliqué le modèle CEQUEAU au bassin versant de la rivière Ste-Anne et constaté que les simulations journalières ne peuvent reproduire adéquatement les concentrations de solides en suspension observées durant les mois d'hiver. Une approche par maillage est utilisée pour spatialiser les intrants du modèle [Couillard *et al.* 1988]. Morin et Paquet [1995] ont adapté CEQUEAU à l'environnement WINDOWS et rendu convivial, le calage des paramètres et la visualisation des résultats.

Actuellement, le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et l'Institut national de la recherche scientifique investissent leurs efforts dans l'aboutissement du projet GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé; Villeneuve *et al.* 1998b). Le projet GIBSI se compose de modèles permettant de simuler, en cascade, l'hydrologie (HYDROTEL; Fortin *et al.* 1995), l'érosion (RUSLE; Renard *et al.* 1997) et le transport des polluants agricoles à la surface du sol (SWAT; Arnold *et al.* 1995) et dans le réseau hydrographique (QUAL2E; NCASI 1985) des grands bassins versants. Étant complètement intégré à un système d'information géographique, GIBSI se présente comme un outil géomatique destiné à gérer l'impact des aménagements du territoire sur la qualité de l'eau en rivière.

Depuis quelques années, des chercheurs ont adopté la technique du traçage des sédiments au césium-137 (137Cs) pour étudier le déplacement des sédiments à l'échelle des champs et des bassins versants. La technique du traçage au ¹³⁷Cs consiste à utiliser les retombées radioactives de césium provenant des essais nucléaires pour suivre les déplacements de sol survenus depuis le début des années 1960 [Ritchie et McHenry 1990; Walling et al. 1995; Bernard et al. 1998]. Bernard [1992a] et Bernard et Laverdière [1992] ont utilisé la technique du ¹³⁷Cs pour estimer les taux d'érosion à long terme de 65 champs agricoles de l'Île d'Orléans (Québec). Ces auteurs ont constaté que malgré des taux d'érosion brute relativement élevé, très peu de sol érodé contribuait à l'érosion nette au champ puisque la majorité des sédiments se déposent à l'intérieur des parcelles. Les difficultés posées par l'extrapolation des mesures en parcelles à des superficies de plus grandes dimensions (ex: bassin versant) ont été étudiées par Bernard [1992b]. Les résultats de ces études montrent que les pertes de sol croissent avec la dimension de la parcelle étudiée et plus particulièrement avec la longueur de la pente. L'ensemble des résultats obtenus à l'Île d'Orléans démontrent que le problème de l'érosion/sédimentation d'un territoire peut s'étudier en considérant son bilan sédimentaire à long terme. Bernard et al. [1992], Nivesse [1993a], Naserkhaki [1994], Laverdière et al. [1995], Mabit [1999] et Mabit et al. [1999] ont tous utilisé la technique du ¹³⁷Cs pour définir le bilan sédimentaire du petit bassin versant agricole de la station de recherche de Lennoxville alors que Bernard et Laverdière [1998] en ont fait autant sur le bassin versant de la rivière Boyer. Cao et al. [1993] ont également utilisé la technique du ¹³⁷Cs pour évaluer l'érosion nette du sol à deux stations de repères situées dans la région de St-Elzéar, au sud du Québec. Dans chacune des études, la cartographie a été utilisée pour illustrer la distribution spatiale des pertes et des accumulations de sédiments et préciser l'influence des caractéristiques climatiques, pédologiques et agronomiques sur la redistribution spatiale du ¹³⁷Cs à la surface du sol.

Les travaux cités précédemment ne représentent qu'une partie de l'effort total fourni par les chercheurs du Québec pour évaluer les impacts de l'érosion hydrique et du transport des sédiments sur la qualité de l'eau. Ils démontrent cependant que la problématique agroenvironnementale en conditions nordiques nécessite d'investir dans le développement d'une approche géomatique de simulation qui tient davantage compte de la variation spatio- temporelle des caractéristiques d'un territoire.

4 L'APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE PROPOSÉE

4.1 Présentation de l'approche géomatique

L'approche géomatique proposée consiste essentiellement à effectuer une modélisation hydrologique et sédimentologique sur un bassin versant en utilisant un système d'information géographique (SIG) pour gérer une partie des données. La figure 4.1 illustre la composition de l'approche proposée. Celle-ci implique le système d'information géographique IDRISI [Eastman 1997], le modèle hydrologique CEQUEAU [Morin *et al.* 1995a] et le modèle d'érosion hydrique et de transport des sédiments en suspension MODÉROSS. L'intégration du modèle MODÉROSS au modèle CEQUEAU a conduit à la création du progiciel CEQÉROSS. La description de MODÉROSS fait l'objet du chapitre 5 alors que CEQÉROSS est présenté au chapitre 6.

La stratégie de couplage du SIG IDRISI et de CEQÉROSS consiste en une intégration de premier niveau (*cf.* figure 3.1). Cette stratégie d'intégration "*ad hoc*" est souvent utilisée car elle présente le moins de complexité informatique [McDonnell 1996; Liao et Tim 1997]. Dans cette stratégie, les modèles hydrologique CEQUEAU et d'érosion hydrique MODÉROSS effectuent leurs calculs indépendamment d'IDRISI. Le SIG est utilisé exclusivement pour diviser le bassin versant en éléments de calcul (*i.e.* maillage), pour extraire les variables physiographiques, d'érosion et de gestion agricole qui servent à alimenter le progiciel CEQÉROSS. Les macro-commandes d'IDRISI ainsi que son système de gestion de données (*Database Workshop*) ont été utilisés à cette fin.

Les données extraites du SIG ne peuvent être utilisées directement par les modèles CEQUEAU et MODÉROSS car elles doivent être formatées et organisées de façon à pouvoir être lues correctement par ceux-ci. Les deux outils informatiques utilisent des bases de données indépendantes qui contiennent des informations sur chacun des éléments de calcul. L'échange d'informations entre le SIG et les modèles s'effectue à l'aide des commandes d'importation/exportation propres à chacun des deux outils et par l'utilisation d'interfaces spécifiques. Ces informations servent à construire les fichiers nécessaires au fonctionnement de CEQÉROSS. L'avantage de ce couplage souple (*loose coupling*) réside dans le fait que chaque fonction du couple SIG/modèle peut être exploité à son maximum. Son principal inconvénient découle des nombreuses manipulations de données qui favorisent le risque de propagation d'erreurs entre les différentes étapes menant aux simulations.



40 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Figure 4.1 : Composition de l'approche géomatique de simulation

Le déroulement de l'approche géomatique proposée comprend, en premier lieu, l'acquisition et le stockage d'informations concernant les caractéristiques physiques du bassin versant. Cette reconnaissance du territoire permet d'étudier l'hétérogénéité spatiale du bassin versant et aide à définir la dimension des éléments de calcul (*i.e.* maillage). La génération d'un modèle numérique d'altitude (MNA) à l'aide du SIG IDRISI conduit à déterminer la direction d'écoulement des eaux de surface sur chacun des éléments de calcul et à structurer le réseau de drainage. Ces informations spatiales, amassées pour chacun des éléments de calcul, s'ajoutent aux données d'observations (météorologiques, hydrologiques et qualité de l'eau) pour former la banque de données principales nécessaires au fonctionnement de CEQÉROSS.

Le fonctionnement de CEQÉROSS implique deux simulations successives au pas de temps journalier. Ces simulations permettent de reproduire, sur chaque élément de calcul du bassin versant, les processus hydrologique, d'érosion et de sédimentation. L'approche comprend, en premier lieu, une simulation des débits et du ruissellement à partir du modèle CEQUEAU. Une seconde simulation permet d'évaluer l'érosion hydrique et le transport des solides en suspension jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Celle-ci est effectuée à l'aide du modèle MODÉROSS. Ces simulations s'accompagnent d'étapes de calage qui visent à optimiser un ensemble de paramètres de façon à ajuster le mieux possible les données observées et calculées des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension aux stations en rivière.

Des critères statistiques servent à quantifier cet ajustement et à juger de la performance des modèles à reproduire les données observées. Ces critères statistiques procurent un indice global de la précision des simulations mais n'indiquent pas la partie du cycle hydrologique et sédimentologique qui est simulée correctement. Le recours aux illustrations graphiques est alors de mise. Le logiciel CEQÉROSS permet de produire à l'écran différents graphiques concernant l'évolution temporelle des précipitations, des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension observées et calculées (hydrogramme et sédimentogramme). Les données spatiales relatives aux pertes de sol et à la sédimentation peuvent être retournées au SIG pour en effectuer une visualisation ou être utilisées ultérieurement à des fins d'analyses statistiques.

Une brève description du système d'information géographique IDRISI et du modèle hydrologique CEQUEAU suit.

4.2 Le système d'information géographique IDRISI

IDRISI est un système d'information géographique de type matriciel (*raster*), flexible et peu coûteux [Cartwright 1991]. Il a été développé par un groupe de recherche de *Clark University* (*Graduate School of Geography*, Worcester, U.S.A) sous la direction de J.R. Eastman. Utilisé dans près de 100 pays, le SIG IDRISI est un outil de travail convivial conçu principalement à des fins de recherche et d'éducation. La version 2 pour Windows[™] a été utilisée dans le cadre de cette thèse [Eastman 1997].

4.2.1 Composantes d'IDRISI

Depuis son introduction en 1987, le SIG IDRISI est devenu l'un des outils d'analyse spatiale et de traitement d'images les plus populaires de sa catégorie [Leipnik *et al.* 1993]. Il se compose d'un ensemble de modules indépendants qui agissent sur une base de données géoréférencées. Ces modules peuvent se diviser en trois groupes: les modules de gestion des données (saisie, édition, stockage, affichage); les modules d'analyse (statistique, géographique, aide à la décision, traitement d'image); les modules périphériques (conversion, importation, exportation). La figure 4.2 illustre l'assemblage de cette structure modulaire.

La structure matricielle d'IDRISI facilite les opérations mathématiques de modélisation spatiale impliquant plusieurs couches d'informations. Ces opérations se présentent comme une suite de procédures (commandes) qui agissent sur un ensemble de fichiers d'attributs, de vecteurs ou d'images. Le SIG IDRISI accepte des données spatiales d'entrée et de sortie en format matriciel (.DOC, .IMG) ou vectoriel (.DVC, .VEC). Les fichiers (.VEC) et (.IMG) peuvent être conservés en format binaire ou ASCII, ce demier rendant possible la lecture de leur contenu. Afin de rendre les opérations les plus conviviales possible, le SIG IDRISI permet d'automatiser l'exécution des commandes grâce à un langage de programmation qui lui est propre; il s'agit du IDRISI *Macro Language* dont les fichiers portent l'extension (.IML). Ces macro-commandes sont en format ASCII, donc non-compilées. De plus, IDRISI intègre un système de gestion de base de données (*Database Workshop*) qui permet un meilleur échange d'informations entre les images et leurs attributs. Le logiciel ACCESSTM (*Microsoft Corporation*) constitue le coeur de ce système SGBD dont les fichiers portent l'extension (.MDB).



Figure 4.2 : Structure modulaire du système d'information géographique IDRISI

Le système d'information géographique IDRISI a été retenu dans cette thèse car il peut s'acquitter de la tâche de saisir, emmagasiner et gérer l'ensemble des données multisources nécessaires au déroulement de l'approche de simulation. Sa structure matricielle s'accommode de la variabilité spatiale des caractéristiques physiques d'un bassin versant (*i.e.* discrétisation spatiale). Ses modules permettent d'effectuer les fonctions de requête, d'analyse spatiale et de modélisation cartographique (ex:superposition, attribution, algèbre). Le SIG IDRISI accepte les formats matriciel et vectoriel et permet des échanges avec d'autres SIG. Il posséde son propre système de gestion de base de données et offre la possibilité de produire différents extrants de synthèse (tableaux, cartes). Une certaine souplesse dans l'exécution des tâches informatiques constitue un atout indéniable (*i.e.* macro-commandes). Puisqu'IDRISI est un logiciel destiné à la recherche et à l'éducation, son développement futur suppose la création de nouvelles commandes d'analyse spatiale ainsi que l'ajout de nouvelles applications environnementales.

4.2.2 Applications d'IDRISI au domaine de l'érosion

Leenaers et Salewicz [1990] ont étudié l'impact des activités humaines sur les risques d'érosion et leurs conséquences sur l'envasement des réservoirs à l'aide du SIG IDRISI et du modèle d'érosion SLEMSA (Soil Loss Estimation for Southern Africa), un modèle empirique similaire à l'USLE. Levine et al. [1993] ont développé et appliqué une procédure informatique qui permet de modéliser la pollution diffuse à l'échelle des bassins versants à l'aide d'IDRISI et de l'USLE. Klaghofer et al. [1993] ont couplé le SIG IDRISI et les modèles de pollution diffuse EPIC et AGNPS afin d'étudier le transport des sédiments et des nutriments sur un petit bassin versant agricole d'Autriche. Desmet et Govers [1995,1996] ont exploité le format matriciel du SIG IDRISI pour générer les couches d'informations topographiques utilisées pour simuler l'érosion hydrique à partir d'un modèle d'érosion/sédimentation qui repose essentiellement sur la distribution spatiale des caractéristiques de pente et de drainage. Sharma et al. [1996] ont combiné le SIG IDRISI aux ressources de la télédétection pour étudier le transport des sédiments sur un bassin versant d'Argentine. Ils ont développé un modèle d'apport sédimentaire qui fait intervenir les notions de trajet hydraulique et de capacité de transport. Cox et Madramootoo [1998] ont utilisé IDRISI et le modèle d'érosion RUSLE pour étudier l'influence de différentes pratiques agricoles sur les pertes de sol de deux bassins versants des Antilles. Le rôle joué par IDRISI consistait à préparer les couches d'informations spatiales décrivant l'altitude, la pédologie et l'occupation du territoire des bassins versants.

Ces études démontrent que l'utilisation conjointe d'IDRISI et des modèles d'érosion s'avère un moyen efficace pour évaluer les risques d'érosion au sol pour différents climats et différentes pratiques agricoles. Elles font valoir l'importance de choisir une résolution spatiale qui puisse faire ressortir les différences au niveau de la topographie, de la pédologie et de l'utilisation du territoire. Le choix du découpage doit également permettre de distinguer les secteurs critiques d'érosion à l'échelle du bassin versant. Cependant, la plupart des procédures proposées ne tiennent pas compte de la dynamique d'érosion/sédimentation et ne permettent pas d'estimer, en continu, le transport des sédiments vers l'exutoire des bassins versants. Le couplage d'IDRISI au modèle hydrologique CEQUEAU pourrait améliorer cette facette de la modélisation.

4.3 Le modèle hydrologique CEQUEAU

Depuis le début des années 1970, le modèle hydrologique CEQUEAU fait l'objet de développements continuels à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau). Le modèle s'est d'abord doté d'une composante hydrologique [Girard *et al.* 1972; Charbonneau *et al.* 1977; Morin *et al.* 1981] à laquelle sont venues se greffer plusieurs composantes de qualité de l'eau, dont les solides en suspension [Morin *et al.* 1983; Couillard *et al.* 1988]. Le logiciel CEQUEAU est disponible en version DOS et WINDOWS[™]. La version 2.0 pour DOS a été utilisée dans le cadre de cette thèse [Morin *et al.* 1995a; Morin *et al.* 1995b].

Le modèle hydrologique CEQUEAU permet de simuler, en continu, l'hydrologie et le transport des sédiments à l'échelle d'un bassin versant. Il considère la variabilité spatiale des caractéristiques d'un bassin versant et calcule la production et le transfert des écoulements et des solides en suspension de l'amont vers l'aval des bassins versants en milieu nordique. Ces caractéristiques confèrent à CEQUEAU d'être l'un des modèles hydrologiques à réservoirs les plus populaires de sa catégorie. Les sections suivantes donnent une brève description des composantes hydrologique et des solides en suspension de CEQUEAU [Morin *et al.* 1995b].

4.3.1 La composante hydrologique

CEQUEAU tient compte de l'hétérogénéité des caractéristiques physiques d'un bassin versant par un découpage en éléments de même dimensions appelés "carreaux entiers" (figure 4.3).



Figure 4.3 : Subdivision d'un bassin versant en carreaux entiers et partiels selon CEQUEAU.

L'utilisation d'un tel découpage permet de considérer les effets de la variation spatiale des caractéristiques physiographiques sur l'hydrologie du bassin versant. Les caractéristiques d'altitude, de superficie en forêt, en lac et en marais nécessaires pour effectuer le bilan hydrologique du bassin versant sont évaluées pour chaque carreau entier. Un second découpage en "carreaux partiels", réalisé d'après les lignes de partage des eaux, permet de reproduire le cheminement de l'eau sur le bassin versant. Le modèle accepte une subdivision maximum de quatre carreaux partiels par carreau entier. Ces carreaux partiels sont codifiés A,B,C,et D pour les fins de la modélisation. La direction d'écoulement des eaux de surface est déterminée visuellement pour chaque carreau de façon à identifier le carreau récepteur et à définir le réseau de drainage du bassin versant.

Pour un bassin versant relativement homogène, de 25 à 75 carreaux entiers suffisent généralement pour obtenir une bonne discrétisation spatiale. La dimension des carreaux entiers dépend non seulement de la superficie et de la topographie du bassin versant, mais également du nombre de stations météorologiques réparties sur le territoire. En effet, le modèle CEQUEAU requiert de connaître, pour chaque carreau entier, les données journalières de précipitations liquides et solides et de températures maximales et minimales de l'air. Le modèle permet d'interpoler les données climatiques pour les carreaux entiers situés entre les stations météorologiques. En plus des données météorologiques, physiographiques et de drainage, le modèle CEQUEAU nécessite la détermination d'un certain nombre de paramètres et de constantes afin d'effectuer les simulations (tableau 4.1).

La simulation du cycle hydrologique s'opère au pas de temps journalier et se déroule en deux parties; la fonction de production et la fonction de transfert (figure 4.4). La production reproduit l'écoulement vertical de l'eau et a pour but d'effectuer sur chaque carreau entier, un bilan journalier de l'eau dans le sol ainsi que dans les lacs et les marais. Cette fonction tente de reproduire les différentes voies que suit l'eau atmosphérique entre le moment où elle atteint le sol et celui où elle rejoint le cours d'eau. Le transfert reproduit l'écoulement horizontal sur le bassin versant et a pour but d'effectuer, sur chaque carreau partiel, le transfert de l'eau en rivière. Le volume d'eau produit sur chaque carreau entier est multiplié par le pourcentage de la superficie du carreau partiel considéré afin d'obtenir le volume d'eau qui sera transféré vers le carreau récepteur. Ce processus est répété de carreau en carreau jusqu'à l'exutoire.

		Par	amê	tre déterminé par essai et erreur.
Paramètre déterminé selon la physique du phénomène			amètre déterminé selon la physique du phénomène	
	Constante déterminée à l'aide des car			Constante déterminée à l'aide des caractéristiques hydrologiques et
				physiographiques
Paramètres				Description
T di di li co				Paramètres des réservoirs SOL-NAPPE-MARAIS
CIN				coefficient d'infiltration du réservoir SOL au réservoir NAPPE
CVMAR				coefficient de vidange du réservoir LACS et MARÉCAGES
CVNB				coefficient de vidange du réservoir NAPPE (vidange basse)
CVNH				coefficient de vidange du réservoir NAPPE (vidange haute)
CVSB				coefficient de vidange du réservoir SOL (vidange basse)
CVSI				coefficient de vidange du réservoir SOL (vidange intermédiaire)
HINE				seuil d'infiltration vers le réservoir NAPPE
HINT				seuil de vidange intermédiaire du réservoir SOL
HMAR				seuil de vidange du réservoir LACS et MARÉCAGES
HNAP				seuil de vidange du réservoir NAPPE
HRIMP				hauteur de précipitation pour qu'il y ait ruissellement sur des surfaces imperméables
HSOL				hauteur du réservoir SOL
1.1.1.1.1.1.1.1.				Paramètres régissant la fonte de neige
STRNE				seuil de transformation pluie-neige
TEC				taux de fonte en forêt
TED				taux de fonte en clairière
TSC				seuil de température de fonte en forêt
TSD				seuil de température de fonte en clairière
TTD				coefficient de déficit calorifique de la neige
TTS				seuil de mûrissement du stock de neige
				Paramètres qui douvernent l'évapotranspiration
EVNAP		1	Γ	pourcentage d'évapotranspiration pris dans le réservoir NAPPE
HPOT				seuil de prélèvement de l'eau à taux potentiel
XAA				exposant de la formule de Thornthwaite
XIT			1	valeur de l'index thermique de Thornthwaite
(SL)				Paramètre et constante du transfert
EXXKT			1	paramètre d'ajustement du coefficient de transfert
ZN		1		temps de concentration du bassin
				Paramètres et constantes divers
COET	1		1	coefficient de correction des températures avec l'altitude
COEP		6		coefficient de correction des précinitations avec l'altitude
EACT		-		facteur modifiant les précipitations movennes sur un ensemble de carreaux entiers
IOEVA		-		variables décalant la date d'insolation notentielle maximale respectivement pour
JOEVA		-	-	Valiables devalatilit la date difficiation potentiere maximale responsivement poer
JUNEI		-	-	infiltration maximale par jour
				Intitude moveme du bassin versant
		-		nauroantage de surface imperméable

Tableau 4.1 : Paramètres et constantes du modèle CEQUEAU.

source : Morin et al. (1995b)



49

4.3.1.1 Calage du modèle CEQUEAU

Le modèle CEQUEAU nécessite l'ajustement de plusieurs paramètres afin de reproduire le mieux possible les débits observés en rivière (tableau 4.2). Cette étape de calage peut se faire par essais et erreurs ou par optimisation automatique [Morin *et al.* 1995a]. L'ajustement par essais et erreurs consiste à modifier les valeurs des paramètres jusqu'à ce que les débits observés et simulés coïncident avec une certaine précision. Cette précision est évaluée par la comparaison graphique des hydrogrammes journaliers et mensuels ainsi que par le calcul d'indices de performance tels que le coefficient de corrélation de Pearson et le coefficient de NASH [Nash et Sutcliffe 1970]. Si les résultats de simulation ne sont pas satisfaisants, il faut déterminer le sens dans lequel il faut continuer à modifier la valeur des paramètres pour obtenir le meilleur ajustement possible. L'ajustement du modèle par optimisation est basé sur la méthode de Powell [1964]. Le programme d'optimisation de CEQUEAU permet de caler simultanément 21 paramètres choisis parmi les 28 disponibles. L'algorithme d'optimisation permet de trouver la valeur optimum de chacun des paramètres de façon à maximiser une fonction objective particulière et à reproduire les débits observés avec un minimum d'erreurs.

4.3.1.2 Applications du modèle CEQUEAU

L'évaluation du modèle hydrologique CEQUEAU a donné des résultats satisfaisants lors d'une intercomparaison de onze modèles hydrologiques avec fonte de neige [W.M.O 1986]. Les données hydrologiques et météorologiques provenant de six bassins versants situés dans six pays différents ont été utilisées pour comparer les onze modèles hydrologiques à réservoirs. Les simulations effectuées avec le modèle CEQUEAU ont produit des résultats qui se comparaient avantageusement à ceux des autres modèles testés.

La diversité des pays où le modèle CEQUEAU a été appliqué témoigne de son utilité comme outil de modélisation hydrologique (ex: Brésil, Burundi, Canada, Côte d'Ivoire, Espagne, France, Mexique, Tunisie). Les bassins versants étudiés couvrent des superficies de 1 km² à 100000 km² tandis que la dimension des carreaux entiers varie de 0,01km² à 900 km² (communication personnelle, Guy Morin, INRS-Eau). Beaucoup d'applications touchent la province de Québec (Canada) et concernent la prévision des crues et la gestion des barrages hydro-électriques. Le modèle CEQUEAU a été choisi pour simuler les pluies diluviennes survenues au Québec, dans la région du Saguenay, en juillet 1996 [CSTGB 1997].

No .	Nom	Description		
1	STRNE	Seuil de transformation pluie-neige (°C).		
2	TFC	Taux potentiel de fonte en forêt (mm/°C/jour).		
3	TFD	Taux potentiel de fonte en clairière (mm/°C/jour).		
4	TSC	Seuil de température de fonte en forêt (°C).		
5	TSD	Seuil de température de fonte en clairière (°C).		
6	TTD	Coefficient de déficit calorifique.		
7	TTS	Température du mûrissement du stock de neige (°C).		
8	CIN	Coefficient d'infiltration dans le réservoir NAPPE.		
9	CVMAR	Coefficient de vidange du réservoir LACS et MARAIS.		
10	CVNB	Coefficient de vidange basse du réservoir NAPPE.		
11	CVNH	Coefficient de vidange haute du réservoir NAPPE.		
12	CVSB	Coefficient de vidange basse du réservoir SOL.		
13	CVSI	Coefficient de vidange intermédiaire du réservoir SOL.		
14	XINFMA	Infiltration maximale (mm/jour).		
15	HINF	Seuil d'Infiltration du réservoir SOL vers le réservoir NAPPE (mm).		
16	HINT	Seuil de vidange intermédiaire du réservoir SOL (mm).		
17	HMAR	Seuil de vidange du réservoir LACS et MARAIS (mm).		
18	HNAP	Seuil de vidange supérieure du réservoir NAPPE (mm).		
19	HPOT	Seuil de prélèvement de l'eau à taux potentiel, par évapotranspiration (mm).		
20	HSOL	Hauteur du réservoir SOL (mm).		
21	HRIMP	Lame d'eau nécessaire pour que débute le ruissetlement sur les surfaces imperméables (mm).		
22	COEP	Coefficient de correction des précipitations annuelles en fonction de l'altitude (mm/mètre/an).		
23	EVNAP	Fraction de l'évapotranspiration prise dans le réservoir NAPPE (de 0.0 à 1.0).		
24	TRI	Fraction de surface imperméable des carreaux entiers (de 0.0 à 1.0).		
25	XAA	Exposant de la formule de Thornthwaite.		
26	ХІТ	Valeur de l'index thermique de Thornthwaite.		
27	COET	Correction des températures en fonction de l'altitude (°C/1 000 m).		
28	EXXKT	Paramètre d'ajustement des coefficients de transfert d'un carreau partiel à l'autre, pour le pas de temps d'une journée		

 Tableau 4.2 : Liste des paramètres de calage de CEQUEAU.

source : Morin et al. (1995a)

4.3.2 La composante des solides en suspension

Morin *et al.* [1983] et Couillard *et al.* [1988] donnent les principales caractéristiques de la composante du transport des solides en suspension du modèle CEQUEAU. Cette composante des solides en suspension utilise les mêmes données de base que la composante hydrologique ainsi que la même subdivision spatiale du bassin versant en carreaux entiers et en carreaux partiels. De plus, elle considère également les concepts de production et de transfert. L'équation de base sur laquelle repose le développement de la routine des solides en suspension fait intervenir une double fonction de production de sédiments au sol et en rivière [Meyer 1971] ;

$$\frac{\Delta G}{t} = A_{i} \left(S_{dr} l^{2} + S_{df} Q^{2/3} Se^{2/3} \right)$$
(4.1)

оù

 ΔG = production de sédiments en suspension par unité de temps S_{dr} = coefficient de production de sédiments au sol S_{df} = coefficient de production de sédiments en rivière A_i = superficie de l'élément i (km²) I = intensité de la pluie (mm)

 $Q = débit (m^3/s)$

Se = pente moyenne du cours d'eau sur l'élément i (m/km)

Une modification de l'approche de Constable [1975] a été utilisée pour déterminer la production de sédiments. La fonction de production des solides en suspension permet de calculer le volume de sédiments disponibles au sol et en rivière alors que la fonction de transfert (transport) permet de diriger ces sédiments vers l'aval du bassin versant. Le concept de production est liée à la quantité de sédiments produits sur chaque carreau entier par l'érosion au sol et en rivière. Sur le sol, cette quantité est évaluée à partir des caractéristiques physiographiques des carreaux entiers tandis qu'en rivière, cette quantité est évaluée à partir des caractéristiques fluviales. Le transport en rivière tient compte de la granulométrie des sédiments. Le transfert de la charge solide vers l'aval du bassin versant s'effectue d'une façon similaire à celle utilisée pour effectuer le tranfert des écoulements dans la composante hydrologique du modèle CEQUEAU. Soulignons que le modèle de transport des sédiments ne tient pas compte de la charge de fond (*bed load*).

4.3.3 Modifications apportées à CEQUEAU

Le découpage en carreau entier du modèle CEQUEAU rend compte de la variation spatiale des caractéristiques d'un bassin versant et permet de suivre, dans le temps et l'espace, la formation et l'évolution des écoulements de surface résultant de conditions météorologiques particulières. La composante hydrologique du modèle CEQUEAU s'avère alors un outil intéressant pour effectuer la simulation hydrologique visée dans le cadre de l'approche proposée à la figure 4.1. Cependant, la composante des solides en suspension du modèle CEQUEAU ne tient pas compte de l'impact des précipitations, de la vulnérabilité des sols, de l'influence de la topographie et de l'utilisation du territoire. Afin de rendre cette portion du modèle adéquate, une nouvelle routine d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension sera créée (*i.e.* MODÉROSS).

La disponibilité du code source en FORTRAN 77 rend possible la modification et l'ajout d'algorithmes au modèle CEQUEAU, en autant que celles-ci conduisent à l'adéquation recherchée. Le modèle CEQUEAU sera modifié de façon à répondre aux critères suivants: le modèle permettra de simuler, en continu, l'écoulement de l'eau, l'érosion hydrique et le transport des solides en suspension à l'échelle des bassins versants; il permettra une discrétisation spatiale basée sur les caractéristiques physiographiques et hydrologiques du bassin versant; il tiendra compte des conditions climatiques particulières au milieu nordique et; il s'accomodera de modifications éventuelles dans l'utilisation du territoire, particulièrement en milieu agricole. Le progiciel CEQÉROSS qui résultera de ces modifications saura tirer profit de la structure matricielle du système d'information géographique IDRISI pour s'alimenter en données d'entrée.

4.4 Les objectifs spécifiques de programmation

L'approche proposée nécessite donc l'atteinte d'objectifs spécifiques de programmation, soient: développer et programmer en FORTRAN 77 les algorithmes d'un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension (MODÉROSS); intégrer MODÉROSS au modèle CEQUEAU de façon à produire le progiciel CEQÉROSS; structurer l'échange d'informations entre le SIG IDRISI et CEQÉROSS en créant divers interfaces spécifiques.

Pour que ces objectifs soient atteints, il faut que les différentes étapes de l'approche proposée (cf. figure 4.1) puissent être testées à l'aide de données réelles provenant d'un bassin versant.

4.5 Le bassin versant étudié

La situation économique des dernières décennies a conduit les agriculteurs du Québec à acccroître leur production, souvent au détriment de la diversité des cultures et de la protection de l'environnement. L'abandon graduel de la rotation des cultures a favorisé l'augmentation des superficies cultivées en maïs et en céréales. Ce mode de gestion agricole a fait surgir certains problèmes agro-environnementaux, tel que l'érosion hydrique. Dans les régions agricoles à topographie accidentée, la monoculture pratiquée dans le sens de la pente entraîne la perte de sol et d'éléments nutritifs vers le bas des versants [Pesant A. 1990]. En conséquence, la couche arable s'amincit progressivement et les sédiments contaminés, qui migrent vers les cours d'eau, contribuent à rehausser la pollution diffuse à l'échelle des bassins versants agricoles. Afin d'étudier ce problème agro-environnemental, l'approche géomatique proposée sera testée sur un petit bassin versant agricole de 78 ha situé à Lennoxville, au sud du Québec (Canada), Afin d'alléger le texte, le bassin versant étudié sera nommé "Bassin versant de Lennoxville".

4.5.1 Caractéristiques générales

4.5.1.1 Localisation

Le bassin versant de Lennoxville occupe une petite plaine agricole des Cantons de l'Est, à environ 5 km au sud-est de la ville de Sherbrooke (figure 4.5). L'exutoire du bassin versant se situe approximativement à 45° 22'N et 71° 51'O, en amont de la rivière Saint-François. Le bassin versant de Lennoxville s'inscrit à l'intérieur des limites d'une Station de recherches agricoles appartenant au ministère de l'Agriculture et de l'Agro-alimentaire du Canada, soit le Centre de recherche et de développement sur le bovin laitier et le porc (figure 4.6). Actuellement, le Centre de recherche de Lennoxville travaille à améliorer la productivité et la rentabilité des élevages de bovins laitiers et de porcs pour l'ensemble du Canada. Le Centre soutient également des projets de recherche dans le domaine de la recherche agro-environnementale. Les activités agricoles rencontrées sur les terres du Centre de recherches sont représentatives des pratiques agricoles de la région de l'Estrie, soient, la culture du foin, du maïs, des céréales, le semis après travail du sol et l'enfouissement des résidus de récolte. Les pratiques de conservation du sol sont utilisées sur quelques fermes de la région. Comme ailleurs au Québec, le développement du milieu agricole a dû s'ajuster aux contraintes économiques et tirer profit des caractéristiques climatiques et géologiques de la région.



55




4.5.1.2 Géologie et climatologie

Le bassin versant de Lennoxville se situe dans la région pédologique des basses et moyennes collines des Appalaches occidentales (180 à 500 mètres) [Lamontagne et Nolin 1997a]. Les assises rocheuses sur lesquelles reposent les sols de la région datent de l'Ordovicien et se composent d'ardoises noires et grises et de calcaire de Trenton [Cann et Lajoie 1943]. Ces assises rocheuses sont pour la plupart recouvertes d'une couche de dépôts de surface laissée par le passage des glaciers et l'action de l'eau. Ces matériaux de surface (tills, alluvions fluvio-glaciaires, dépôts lacustres) forment la structure sur laquelle se sont développés les sols du bassin versant de Lennoxville. Ces sols possèdent des textures de loams sableux et de loams limoneux. La région de Lennoxville appartient à une zone climatique qui favorise le développement de sols fortement lessivés et caractérisés par un horizon éluvial (Ae) de couleur blanc-grisâtre; les podzols [Scott 1968]. Toutefois, la présence de matériaux alcalins dans les tills de la région fait que certains sols se classent plutôt dans le groupe des brunisols.

Au Canada, les normales climatiques sont utilisées pour désigner les valeurs moyennes des éléments climatiques sur une période de 30 ans. La figure 4.7 présente les normales climatiques des précipitations et des températures à la station météorologique d'Environnement Canada à Lennoxville pour la période 1961-1990 [CANADA 1993]. Les statistiques révèlent que la température moyenne est de 5,3°C pour l'année. Les jours du mois de janvier sont les plus froids avec une température moyenne de -10,6°C alors que ceux du mois de juillet sont les plus chauds, avec une température movenne de 19,5°C. Il se produit, en movenne 171 jours de précipitations par année, soit 58 jours de neige et 121 jours de pluie. Les quantités d'eau reçues annuellement atteignent, en moyenne, 1035,3 mm dont 24,3% (équivalent en eau) proviennent de la neige. Le mois de février reçoit le moins de précipitations totales avec 58,8 mm. Les chutes de pluie atteignent un sommet au mois d'août avec 119,2 mm alors que les chutes de neige culminent en décembre avec une hauteur de 66,7 mm (équivalent en eau). Les observations météorologiques montrent que la majorité des précipitations tombent pendant la saison de végétation et qu'elle sont à leur plus fort au mois de juillet et d'août. Cette pluie, bien qu'avantageuse pour l'agriculture, entraîne une perte de sols et augmente la présence de sédiments en suspension dans les cours d'eau. Il s'avère donc indispensable, dans une perspective de gestion agro-environnementale, de mesurer et de prédire ce type de pollution diffuse à l'échelle des bassins versants.



4.5.2 Données disponibles et période d'étude

La disponibilité et l'obtention de données d'observation sur la météorologie, l'hydrologie, la sédimentologie et l'occupation d'un territoire constituent les principales contraintes au développement et à l'évaluation d'une approche géomatique de simulation impliquant la modélisation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à l'échelle des bassins versants [Fleming et Fattorelli 1981; Fleming et Al Kadhimi 1982]. La durée de la période pour laquelle on dispose de données d'observations fiables influence l'évaluation de la performance des modèles utilisés. Cette période doit préférablement inclure un ensemble d'événements extrêmes afin d'être la plus représentative des différents comportements hydrologiques d'un bassin versant. La variabilité naturelle de l'érosion hydrique et du transport des sédiments en suspension demande un programme de suivi qui peut nécessiter plusieurs années d'observation et par le fait même rehausser les coûts d'opération aux stations de mesures [Wendt et al. 1986; Olive et Rieger 1992; Campbell 1992; Bunte et Macdonald 1995; Zhang et al. 1996; Nearing et al. 1998]. Cette problématique fait ressortir les compromis qui doivent être faits entre l'application d'une approche de simulation pour étudier le problème de l'érosion/sédimentation à l'échelle d'un bassin versant agricole et la disponibilité des données de calage et de validation des modèles. Elle met également à jour la dépendance de la modélisation face aux ressources financières disponibles pour effectuer ce type de recherche. Dans la plupart des cas, on doit s'en remettre à des données d'observation déjà existantes lorsque celles-ci semblent adéquates.

Les données d'observation nécessaires pour tester l'approche géomatique de simulation sur le bassin versant de Lennoxville proviennent du Département de Génie rural de l'Université Laval et de la Station de recherches d'Agriculture et Agro-Alimentaire Canada à Lennoxville. Ces données couvraient deux années hydrologiques consécutives, soit celles du 1^{er} octobre 1991 au 30 septembre 1992 et du 1^{er} octobre 1992 au 30 septembre 1993. La procédure de calage de CEQÉROSS consistera à ajuster un ensemble de paramètres de CEQUEAU et de MODÉROSS de façon à reproduire le mieux possible les valeurs des débits, des concentrations et des charges journalières de solides en suspension mesurées à l'exutoire du bassin versant au cours des périodes d'octobre 1991 à septembre 1992 (période de calage) et d'octobre 1992 à septembre 1993 (période de validation). L'efficacité des simulations (calage et validation) sera vérifiée à l'aide de graphiques et d'analyses statistiques. Cette vérification sera effectuée à l'échelle journalière, mensuelle et annuelle.

4.6 Les analyses statistiques

Les débits et les concentrations de solides en suspension observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulés par CEQÉROSS ont été analysés à l'échelle journalière et à l'échelle mensuelle. Une analyse saisonnière des simulations a été préconisée car elle s'adapte davantage au contexte de la gestion du problème d'érosion hydrique et de sédimentation à l'échelle d'un bassin versant agricole. Les résultats obtenus à partir de l'approche de simulation proposée ont été présentés graphiquement et analysés statistiquement afin d'apprécier la performance des prédictions, l'importance des erreurs de simulation et l'ampleur de la variabilité spatiale et temporelle des débits, de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à l'échelle du bassin versant de Lennoxville. L'influence de certaines variables et paramètres d'érosion sur les résultats des simulations a été étudiée à partir d'une analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS. La variation spatiale et temporelle de l'érosion/sédimentation sur le bassin versant a aussi été étudiée pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993.

4.6.1 Analyses de performance de CEQÉROSS

Puisque l'approche de simulation envisagée impliquait deux étapes de calage (*cf.* figure 4.1), celles-ci ont été effectuées par l'ajustement de paramètres de façon à minimiser l'écart entre les valeurs observées et calculées des débits et des concentrations de solides en suspension. La précision de cet ajustement a été évaluée par la comparaison graphique des hydrogrammes et des sédimentogrammes des valeurs observées et simulées ainsi que par l'examen de critères de performance (*i.e.* coefficients statistiques).

4.6.1.1 Critères de performance

L'erreur absolue moyenne, le coefficient de corrélation de Pearson et le coefficient de Nash-Sutcliffe [Nash et Sutcliffe 1970] ont été les critères statistiques retenus dans cette étude pour effectuer l'ajustement des paramètres de calage des modèles CEQUEAU et MODÉROSS. Le critère de Nash-Sutcliffe est fortement recommandée par l'ASCE [1993] pour l'évaluation des hydrogrammes continus. Ces coefficients ont été utilisés pour évaluer la performance de prédiction des débits moyens journaliers et mensuels, des concentrations moyennes journalières et mensuelles ainsi que des charges totales journalières et mensuelles sur le bassin versant de Lennoxville pendant la période de calage (1991-1992) et la période de validation (1992-1993). · l'erreur absolue moyenne (EAM) est définie par :

$$EAM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} / q_{ci} - q_{oi} /$$
(4.2)

où

q_{ci} = valeur calculée au pas de temps i

q_{oi} = valeur observée au pas de temps i

n = nombre de pas de temps (jour ou mois)

L'EAM est une mesure absolue de l'écart entre les valeurs observées et simulées par les modèles. Une petite valeur de EAM indique un bon ajustement entre des valeurs observées et simulées. Ce critère possède les mêmes unités que la variable étudiée.

· le coefficient de corrélation (R) est défini par :

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n} (q_{ci} - \overline{q_{c}}) (q_{oi} - \overline{q_{o}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (q_{ci} - \overline{q_{c}})^{2} \sum_{i=1}^{n} (q_{oi} - \overline{q_{o}})^{2}}}$$
(4.3)

où

q_{ci} = valeur calculée au pas de temps i

qoi = valeur observée au pas de temps i

 $\overline{q_c}$ = moyennes de q_{ci} sur les n pas de temps servant au calcul du coefficient

 $\overline{q_o}$ = moyennes de q_{oi} sur les n pas de temps servant au calcul du coefficient

n = nombre de pas de temps (jour ou mois)

Le coefficient de corrélation R exprime l'intensité de la relation linéaire entre deux variables. Le coefficient R varie entre -1 et +1, ces extrêmes indiquant une relation linéaire "parfaite" entre ces variables. Les variables concernées sont les débits, les concentrations et les charges totales observées et simulées par les modèles.

L'intensité de la relation (R) ne signifie pas toutefois que la position de la droite d'ajustement qui relie les valeurs simulées aux valeurs observées coïncide parfaitement avec la position recherchée d'une droite de régression de pente m=1 et d'ordonnée à l'origine b=0 (*i.e.* Y=mX+b). La droite d'ajustement peut être décalée par rapport à la droite de régression recherchée. Harrison [1990], Flavelle [1992], Mayer *et al.* [1994] et Mitchell [1997] discutent de l'utilisation de la régression pour évaluer la perfomance des modèles.

Legates et McCabe [1999] considèrent que le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) est plus robuste pour évaluer la performance d'un modèle car il tient compte de la différence relative entre les valeurs observées et calculées :

• le coefficient de Nash-Sutcliffe (NS) est défini par :

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (q_{ci} - q_{oi})^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (q_{oi} - \overline{q_{o}})^{2}}$$
(4.4)

Le coefficient NS représente le rapport de la variance résiduelle à la variance des valeurs observées. Il vaut un (1) lorsque les valeurs simulées q_{ci} sont identiques aux valeurs observées q_{ci} . À mesure que la différence entre les valeurs calculées et observées s'accroît, le coefficient décroît et peut même devenir négatif, signifiant par le fait même que les valeurs estimées par le modèle sont moins bonnes que l'utilisation de la valeur moyenne \overline{q}_{o} . Cependant, la forme quadratique du coefficient de Nash-Sutcliffe le rend particulièrement sensible aux valeurs extrêmes et aux fluctuations répétées dans les séries chronologiques de données.

4.6.1.2 Propagation d'erreurs

Une analyse de la variation journalière et mensuelle des erreurs de simulation des débits moyens, des concentrations moyennes et des charges totales de solides en suspension observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville a été effectuée afin de déceler la propagation d'erreurs durant la période de simulation, soit d'octobre 1991 à septembre 1993. Cette analyse reposait essentiellement sur la mesure de l'écart existant entre les valeurs observées et simulées par le modèle hydrologique CEQUEAU et le modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension MODÉROSS. Les critères statistiques utilisés pour étudier la variation temporelle des erreurs journalières et mensuelles étaient, respectivement, l'indice de correspondance (IC) et l'erreur absolue moyenne (EAM) :

• l'indice de correspondance (IC) est définie par :

$$IC = \frac{q_{ci}}{q_{oi}} \tag{4.5}$$

L'indice de correspondance IC exprime l'exactitude de prédiction des valeurs simulées par les modèles CEQUEAU et MODÉROSS. Un indice de un (1) signifie une prédiction parfaite de la valeur observée. À l'échelle mensuelle, il est possible d'étudier la variation temporelle des erreurs de simulation en calculant la moyenne des écarts absolus (EAM) entre les valeurs journalières observées et calculées pour chaque mois de la simulation (*cf.* équation 4.2). Une petite valeur de EAM indique un bon ajustement entre des valeurs observées et simulées pendant le mois.

4.6.2 Analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS

L'analyse de sensibilité constitue une étape importante dans le développement et la mise en place d'un modèle. Elle permet d'évaluer objectivement l'importance relative des changements survenus dans la réponse d'un modèle (extrant) en fonction des changements apportés dans les paramètres d'entrée (intrant). Meier *et al.* [1971] soulignent que l'analyse de sensibilité peut aussi être utilisée pour évaluer l'importance relative des efforts à fournir pour recueillir et préparer les données nécessaires au fonctionnement d'un modèle. Cette analyse fournit également l'occasion d'examiner la réponse d'un modèle vis-à-vis l'introduction d'erreurs dans les paramètres d'entrée. L'analyse de sensibilité effectuée dans le cadre de cette thèse portait sur l'influence de la variation des paramètres de calage, des variables d'entrée et de la taille des éléments de calcul (*i.e.* carreaux) sur la réponse du modèle MODÉROSS en termes d'érosion totale annuelle au sol et de charge totale annuelle évacuée à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pendant la période de calage qui s'étendait d'octobre 1991 à septembre 1992.

L'approche adoptée pour étudier la sensibilité du modèle MODÉROSS était déterministe en ce sens qu'elle consistait à utiliser un indice de sensibilité afin de quantifier la réponse du modèle aux valeurs extrêmes (minimum et maximum) des paramètres de calage. Ces valeurs représentent les conditions physiques limites pour la modélisation. Les paramètres qui faisaient partie de l'analyse de sensibilité ont été sélectionnés suite à la construction et au calage préliminaire du modèle MODÉROSS. L'analyse de sensibilité a été pratiquée en faisant varier ces paramètres autour des valeurs de base définies lors de la période de calage. Le critère statistique utilisé pour mesurer cette sensibilité était :

I'indice de sensibilité (IS) est définie par :

$$IS = \frac{[O_2 - O_1]}{MO_{12}} / \frac{[I_2 - I_1]}{MI_{12}}$$

(4.6)

Оù

 I_1 = valeur minimum de l'intrant I_2 = valeur maximum de l'intrant MI_{12} = valeur moyenne de l'intrant O_1 = valeur de l'extrant associée à la valeur minimum I_1

 O_2 = valeur de l'extrant associée à la valeur maximum I_2

 MO_{12} = valeur moyenne de l'extrant

L'indice de sensibilité IS donne le rapport entre le changement pondéré de l'extrant (érosion totale ou charge totale) et le changement pondéré de l'intrant (paramètres du modèle). Étant indépendant de l'importance de l'intrant ou de l'extrant, l'indice IS fournit une valeur qui peut être utilisée pour comparer la sensibilité relative du modèle à différents paramètres. La sensibilité du modèle aux paramètres analysés est d'autant plus forte que l'indice IS est élevé. Un indice de sensibilité positif indique que la réponse du modèle varie dans le même sens que la variation du paramètre alors qu'un indice négatif indique le contraire. Cependant, cet indice ne tient pas compte de l'interaction entre les paramètres et suppose que les paramètres ont, *a priori*, une importance égale. Nearing *et al.* [1990b] et Baffaut *et al.* [1997] ont utilisé un indice similaire pour analyser la sensibilité des paramètres du modèle d'érosion WEPP.

Le niveau de discrétisation spatiale utilisé pour segmenter le bassin versant influence la qualité et la quantité de données à colliger ainsi que la durée des simulations. De plus, il joue un rôle important sur la qualité des résultats obtenus. Afin d'évaluer la sensibilité du modèle MODÉROSS à l'influence de la taille des éléments de calcul, trois découpages en carreaux ont été effectués sur le bassin versant de Lennoxville. Le découpage de base du bassin versant comportait des éléments de calcul de 50 par 50 m (0,25 ha) alors que les découpages supplémentaires comportaient des éléments de calcul de 100 par 100 m (1 ha) et de 25 par 25 m (0,0625 ha), soient ±50% de différence. Les paramètres de calage demeuraient ceux obtenus pour la résolution de 50 mètres (0,25 ha). Une série d'analyses a également été effectuée afin d'étudier l'influence de la taille des éléments de calcul sur les variables d'entrée du modèle en comparant les statistiques descriptives (minimum, maximum, moyenne, écart-type) de l'altitude, des pentes, de l'érodabilité annuelle moyenne du sol, des directions d'écoulement des eaux de surface et de l'occupation du territoire pour différentes résolutions des carreaux (*i.e.* 100 m, 50 m, 25 m).

4.6.3 Variabilité spatiale et temporelle de l'érosion/sédimentation

Le SIG IDRISI a été utilisé pour produire des images matricielles qui illustrent la variation spatiale et temporelle de l'érosion/sédimentation à la surface du bassin versant de Lennoxville. La dimension spatiale des images matricielles rend compte de la variation des attributs, de leurs interactions ainsi que de l'arrangement des cellules qui les composent [Collet 1992]. Dans le cadre de cette thèse, deux descripteurs statistiques ont été utilisés pour étudier et mettre en relation la distribution des altitudes, des sols, des activités agricoles, des taux d'érosion et de sédimentation sur le bassin versant de Lennoxville, soient l'autocorrélation spatiale qui mesure le degré de similarité entre les cellules d'une seule image et l'association spatiale qui mesure le degré de correspondance entre les groupes de cellules de deux images. Les carreaux du bassin versant sur lesquels ont été effectuées les simulations constituaient les cellules qui ont servi pour effectuer les analyses statistiques suivantes.

L'analyse statistique de la distribution spatiale d'une variable continue sur le bassin versant (ex: altitude, érodabilité) peut s'effectuer au moyen du coefficient d'autocorrélation spatiale. Cette statistique fournit une mesure de la corrélation existant entre la valeur de chaque carreau et celles de ses carreaux voisins. Le voisinage d'un carreau peut être restreint aux quatre carreaux adjacents à ses côtés ou alors étendu aux 8 carreaux qui lui sont contigus [Collet 1992].

L'autocorrélation spatiale considère donc, simultanément, la valeur et la localisation des carreaux dans l'espace. Si des carreaux situés très près l'un de l'autre ont tendance à avoir des valeurs similaires alors le patron général de l'image analysée révélera une autocorrélation spatiale positive alors qu'une autocorrélation négative surviendra lorsque ces carreaux auront tendance à avoir des valeurs plus différentes que celles des carreaux éloignés. Une autocorrélation nulle indique que la distribution spatiale des valeurs de l'attribut est indépendante de la localisation spatiale des carreaux [Ding et Fortheringham 1992].

L'indice d'autocorrélation spatiale de Moran (I) a été utilisé dans cette thèse car il permet de mesurer le degré d'hétérogénéité spatiale d'une image matricielle produite par le SIG IDRISI. Cet indice décrit le degré de similarité entre la valeur de chacun des carreaux et celle de son voisinage étendu. La commande AUTOCORR du SIG IDRISI fournit cette mesure. L'indice de Moran varie de -1 lorsque les valeurs des carreaux adjacents sont fortement différentes (surface hétérogène) à 1 lorsque les valeurs sont très semblables (surface homogène). La figure 4.8 illustre graphiquement l'autocorrélation spatiale d'une variable quelconque dans un espace matriciel et fournit une clé d'interprétation pour différents indice de Moran [Vasiliev 1996].

• l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran (I) se définit par [Bonham-Carter 1994] :

$$I = n \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} w_{ij} \sum_{j=1}^{n} (z_i - \bar{z})^2}$$
(4.7)

où

n = nombre total de cellules

 z_i = valeur d'attribut pour la cellule i

 \overline{z} = valeur moyenne de l'attribut z

 w_{ij} = poids affectés à la connexion entre les cellules i et j : 1 pour des cellules adjacentes, 0 sinon; les diagonales ont été considérées comme adjacentes.



Figure 4.8 : Schéma illustrant l'autocorrélation spatiale positive, négative et nulle d'un espace matriciel hypothétique.

L'hypothèse de départ (H_o) utilisée pour tester la signification de l'indice de Moran consiste à supposer que l'autocorrélation spatiale de la population à laquelle appartient l'échantillon est nulle. Une distribution aléatoire sans autocorrélation spatiale aura un indice théorique (I_z) = -1/(N-1) négatif et proche de zéro (O). Si l'indice de Moran calculé (I_c) est supérieur à (J), l'image présentera une autocorrélation spatiale positive; si l'indice (I_c) est égal à (I_z), l'autocorrélation sera nulle, tandis que si (I_c) est inférieur à (I_z), l'autocorrélation sera négative. Un test de normalité Z indique si l'hypothèse d'une distribution aléatoire peut être rejetée, c'est-à-dire si le degré d'autocorrélation spatiale est significativement différent de celui de la distribution aléatoire théorique [Collet 1992].

Pour étudier le phénomène d'érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant, il s'avère indispensable de connaître le degré d'association entre deux variables ou de suivre l'évolution temporelle d'une variable dans l'espace. En utilisant des couples d'images, il est possible de mesurer statistiquement la concentration d'une variable dans l'espace et de différencier les patrons spatiaux causés par des regroupements de faibles valeurs ou de fortes valeurs de cette variable (*i.e.* catégories ou zones). Cette analyse statistique peut s'effectuer au moyen du coefficient de Cramer qui fournit un indice du degré d'association entre les catégories qui composent deux images matricielles classifiées. Le coefficient de Cramer (V) est obtenu à partir de la commande CROSSTAB du SIG IDRISI. Un coefficient de 0,0 indique qu'il n'existe aucune association spatiale entre les catégories des deux images alors qu'un coefficient de 1 indique une association parfaite entre elles.

• le coefficient d'association spatiale de Cramer (V) se définit par [Bonham-Carter 1994]:

$$V = \sqrt{\frac{\chi^2}{T_{...}M}}$$
(4.8)

avec

$$\chi^{2} = \sum_{I=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \frac{(T_{ij} - ([T_{i}, T_{.j}] / T_{..}))^{2}}{[T_{i}, T_{.j}] / T_{..}}$$
(4.9)

où

n = nombre de classes dans l'image B (lignes (i) de la table de contingence)

m = nombre de classes (j) dans l'image A (colonnes (j) de la table de contingence)

 T_{ij} = élément (i j) de la table de contingence

 T_{i} = total partiel selon la ligne (i) de la table de contingence

 T_{ij} = total partiel selon la colonne (j) de la table de contingence

T... = total des lignes et des colonnes de la table de contingence

M = valeur minimum de (n-1, m-1)

Puisque le coefficient de Cramer (V) est basé sur la statistique du χ^2 (chi-deux), la signification du coefficient de Cramer (V) reposera sur la comparaison des valeurs calculées et tabulées (*i.e.* théorique) du χ^2 . Si la valeur du χ^2 calculée est inférieure à celle du χ^2 tabulée, alors l'hypothèse d'une association spatiale entre les catégories des deux images sera acceptée.

Dans le cas particulier où deux images illustrent la même variable à deux époques différentes et comportent le même nombre de classes, il est possible de mesurer le degré d'association spatiotemporelle avec le coefficient "Kappa" grâce à la commande CROSSTAB du SIG IDRISI. Le coefficient Kappa (KIA) est utilisé en télédétection pour valider l'exactitude de classification des images satellitaires (ex: Rosenfield et Fitzpatrick-Lins 1986).

• le coefficient d'association spatiale Kappa (KIA) se définit par [Bonham-Carter 1994]:

$$KIA = \frac{\sum_{i=1}^{n} p_{ii} - \sum_{i=1}^{n} q_{ii}}{1 - \sum_{i=1}^{n} q_{ii}}$$
(4.10)

où

 $\sum_{i=1}^{n} p_{ii} = \text{probabilité d'association totale observée}$ $\sum_{i=1}^{n} q_{ii} = \text{probabilité d'association totale espérée par chance}$

Le coefficient Kappa varie de -1 (dissociation parfaite) à +1 (association parfaite). Un coefficient KIA de zéro (0) indique que l'association spatiale n'est pas meilleure que celle espérée par le hasard. Il est aussi possible d'obtenir un indice Kappa partiel (KIAi) pour chaque catégorie:

$$KIA_{I} = \frac{p_{II} - q_{II}}{p_{I} - q_{II}}$$
(4.11)

où

p_{ii} = probabilité observée de la classe (i)

 q_{ii} = probabilité espérée par chance de la classe (i)

 p_i = total partiel selon la ligne (i) de la matrice de confusion

Le coefficient Kappa partiel permet de distinguer les classes responsables de l'association ou de la dissociation spatiale entre deux images.

4.6.4 Représentations graphiques

Si les critères statistiques présentés précédemment permettent d'obtenir un indice global de la précision des simulations, ils n'indiquent toutefois pas la partie du cycle hydrologique et sédimentologique qui est simulée correctement. Le recours à l'illustration graphique rend plus conviviale l'analyse des résultats de simulations des modèles à distribution spatiale. L'analyse graphique a été utilisée pour visualiser et comparer l'évolution temporelle des débits, des concentrations et des charges totales de solides en suspension observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par les modèles CEQUEAU et MODÉROSS. Des hydrogrammes et des sédimentogrammes journaliers ainsi que des histogrammes des débits moyens mensuels, des concentration moyennes mensuelles et des charges totales mensuelles de solides en suspension ont permis d'évaluer qualitativement la justesse des simulations. La variation temporelle des erreurs de simulation a également été représentée graphiquement pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993. La représentation graphique a aussi été utilisée pour illustrer les variations spatiales et temporelles de l'érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant de Lennoxville et pour démontrer l'importance relative des paramètres de calage lors de l'analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS.

5.1 Processus et concepts de MODÉROSS

L'érosion hydrique est un phénomène géologique qui implique l'arrachement, le transport et éventuellement, la sédimentation du matériel érodé. Ces processus naturels peuvent toutefois s'accélérer sous l'action d'activités anthropiques et de conditions climatiques particulières. L'action érosive de l'eau provenant d'un événement pluvieux ou de la fonte des neiges peut entraîner une quantité considérable de matériaux (métaux, nutriments, pesticides) qui alimenteront les cours d'eau en sédiments de plus ou moins bonne qualité [Troeh *et al.* 1991]. La simulation des processus d'érosion hydrique et de transport des sédiments à l'aide de la modélisation informatique constitue alors un moyen efficace pour en estimer l'importance et en prédire le comportement à l'échelle d'un bassin versant.

La figure 5.1 illustre les principaux processus considérés dans le développement du modèle d'érosion hydrique MODÉROSS. Ainsi, en ce qui concerne l'arrachement des particules du sol, les deux principaux agents d'érosion hydrique sont les précipitations et le ruissellement de surface [Brandt et Thomes 1987]. L'énergie avec laquelle les gouttes de pluie frappent la surface du sol suffit souvent à détacher les particules de la couche superficielle du sol et à rendre disponible pour le transport, une certaine quantité de sédiments. À l'impact des précipitations s'ajoute la force exercée par le ruissellement de surface. En plus de prendre en charge les matériaux rendus disponibles par l'érosion pluviale, le ruissellement agit sur une partie de la matrice pédologique en exercant une tension de cisaillement qui tend à défaire les agrégats du sol. Les matériaux du sol détachés par les précipitations et le ruissellement peuvent alors être transportés vers l'aval, le long des versants. La hauteur de la lame d'eau et la distribution de la végétation contribuent à amortir l'impact des gouttes de pluie à la surface du sol et à réduire la vitesse du ruissellement. Le transport des sédiments vers l'aval du bassin versant sera cependant limité par la capacité de transport du ruissellement. La capacité de transport est une composante importante des modèles hydrologiques qui simulent la migration des sédiments vers l'aval des bassins versants [Foster et Meyer 1972; Alonso et al. 1981; Guy et al. 1992]. Lorsque la capacité de transport s'avère inférieure à la quantité de matériaux érodés, il y a sédimentation d'une partie de ceux-ci. Cette sédimentation provoque un triage des matériaux érodés en fonction du diamètre des particules transportées, et souvent, seules les particules les plus fines (limons, argiles) réussissent à atteindre l'exutoire du bassin versant [Julien 1995].



72 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Une approche de modélisation conceptuelle, à distribution spatiale, a été choisie pour reproduire les processus d'érosion\sédimentation. Cette représentation conceptuelle repose essentiellement sur l'emploi d'équations empiriques. Une recherche d'algorithmes de cette nature a donc été effectuée à partir des modèles d'érosion hydrique déjà existants. Le tableau 5.1 résume les concepts et les modèles ayant inspiré la construction du modèle MODÉROSS.

MODÈLES	PROCESSUS ET CONCEPTS
CEQUEAU [Morin <i>et al.</i> 1995a,b]	découpage du bassin versant en carreaux processus météorologiques processus hydrologiques érosion et transport des sédiments en rivière
Meyer et Wischmeier [1969]	concept général d'érosion hydrique au sol concept de la capacité de transport
RUSLE [Renard et al. 1997]	influence de la topographie influence de la végétation influence des mesures de conservation
WEPP [USDA 1995a,b]	capacité de transport de l'écoulement de surface taux de sédimentation au sol influence de la végétation
EUROSEM [Morgan et al. 1998a,b]	amortissement des gouttes de pluie (érosivité)
ANSWERS [Beasley et Huggins 1991]	découpage du bassin versant en carreaux écoulement par rivière fictive
AGNPS98 [USDA 1998]	direction de l'écoulement influence de la forme de la pente érosivité journalière
CropSyst [Stöckle et Nelson 1996]	érosivité journalière de la pluie influence de la végétation
SWRRB [Williams <i>et al.</i> 1985]	influence de la végétation taux de sédimentation
EPIC [Williams 1995]	érosivité combinée de la pluie et du ruissellement érosivité journalière de la pluie
Richardson <i>et al.</i> [1983]	érosivité journalière de la pluie
Nearing [1997]	influence de la topographie (pente)
Bhargava et Rajagopal [1992]	vitesse de chute des particules en rivière

Tableau 5.1: Modèles et concepts ayant inspiré la construction de MODÉROSS.

En pratique, il semble que l'emploi des facteurs de l'USLE (Universal Soil Loss Equation; Wischmeier et Smith 1978) demeure une stratégie acceptable pour la modélisation de l'érosion hydrique des sols surtout si on considère les récents progrès attribuables au modèle RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation; Renard et al. 1997). Les modèles AGNPS98 [USDA 1998], CropSyst [Stöckle et Nelson 1996] et EPIC [Williams 1995] utilisent, en partie, les algorithmes de USLE/RUSLE dans leur module d'érosion hydrique. Le modèle d'érosion MODÉROSS a été élaboré en s'inspirant de ces modèles et en y ajoutant certaines particularités issues d'autres modèles (ex: capacité de transport). Les principales raisons qui ont guidé notre choix vers l'utilisation de la technologie USLE/RUSLE concernent le degré de conceptualisation des processus d'érosion ainsi que le nombre, la disponibilité et l'acquisition des données d'entrée. En effet, bien que les algorithmes de RUSLE ne reposent pas sur une modélisation physique des processus d'érosion (i.e. physically-based), il n'en demeure pas moins un modèle empirique constitué d'équations qui englobent les paramètres qui influencent le plus l'érosion hydrique des sols. De plus, l'acceptation et l'utilisation accrue de RUSLE par différentes agences de conservation aux États-Unis est un présage vers une amélioration de la qualité des données d'entrée du modèle.

La figure 5.2 présente la structure du modèle d'érosion MODÉROSS. Cette structure repose sur une représentation conceptuelle de l'érosion hydrique proposée par Meyer et Wischmeier [1969] et sur une modification de la sous-routine des solides en suspension du modèle hydrologique CEQUEAU [Morin *et al.* 1995b]. Le modèle MODÉROSS emprunte le découpage du bassin versant en carreaux entiers de CEQUEAU et considère également les concepts de **production** et de **transfert** (transport) de l'écoulement et des sédiments sur les carreaux (*i.e.* éléments de calcul). La production consiste à déterminer la quantité de sédiments produite au sol par l'érosion hydrique. Les précipitations et le ruissellement provenant de CEQUEAU servent à calculer l'érosion hydrique au sol sur chacun des carreaux. Afin d'éviter que la production de sédiments au sol ne soit transportée totalement vers la rivière, le modèle MODÉROSS utilise un facteur de contrainte lié à la notion de capacité de transport de l'écoulement de surface. Si la production de sédiments par l'érosion au sol s'avère supérieure à la capacité de transport du ruissellement, il y aura sédimentation d'une partie de cette production, le reste étant dirigé vers les cours d'eau. Le transfert des sédiments vers l'aval s'opère de façon similaire au transfert du débit utilisé dans CEQUEAU pour acheminer l'eau à l'embouchure du bassin versant.



Figure 5.2 : Structure du modèle d'érosion MODÉROSS

L'érosion en rivière est quant à elle déterminée par l'importance du débit journalier et de la pente du cours d'eau [Morin *et al.* 1995b]. Des notions d'hydraulique fluviale régissent la dynamique du transport en rivière. Une division des sédiments en 4 classes granulométriques permet de suivre le transport sédimentaire jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Un bilan des classes granulométriques de sédiments se fait à chaque jour en fonction de l'accumulation et du transport des sédiments sur chaque élément de calcul du bassin versant. Puisque les sédiments générés lors de la phase de production en rivière ne peuvent être transportés instantanément, le modèle utilise un facteur d'amortissement afin de compenser ce phénomène [Morin *et al.* 1995b]. Le résultat final se traduit par une concentration moyenne journalière de solides en suspension (mg/l) aux stations de qualité des eaux. Cette valeur peut être convertie en charge solide journalière (tonnes) par une simple multiplication avec le débit moyen journalier (m³/s) calculé par le modèle hydrologique CEQUEAU. Soulignons que le modèle MODÉROSS ne tient pas compte de la charge de fond (*bed load*).

5.2 Les composantes de MODÉROSS

5.2.1 Les facteurs de l'érosion hydrique des sols

La modélisation de l'érosion hydrique des sols est basée sur l'Équation universelle de perte de sol [USLE: Wischmeier et Smith 1978] et sur ses modifications ultérieures [RUSLE: Renard *et al.* 1997]. L'USLE/RUSLE permet d'évaluer les pertes annuelles moyennes de sol résultant de l'érosion en nappe et en rigole (*cf.* Annexes B2 et C1). Ce modèle ne tient pas compte de l'apport sédimentaire provenant de l'érosion par ravinement, ni de celui provenant de l'érosion des berges et du lit du cours d'eau. La sédimentation n'y est pas prise en compte. Les principaux facteurs qui affectent l'érosion hydrique des sols sont inclus dans l'USLE/RUSLE (*cf.* équation B-7 et équations C1 à C5). Soulignons que les facteurs R, K, LS, C et P utilisés dans la formulation de l'USLE/RUSLE sont variables dans l'espace. Le facteur K étant relié aux caractéristiques du sol, il peut donc être estimé à l'aide de rapports et de cartes pédologiques. Les facteurs L et S se rapportent au relief et sont obtenus essentiellement à partir de cartes topographiques. Pour ce qui est des facteurs C et P, ils peuvent être évalués à l'aide de calendriers de gestion agricole, de cartes d'utilisation du sol, de photographies aériennes ou d'images satellitaires. Puisque les facteurs R, K et C varient également dans le temps, nous avons tenu compte de cette dimension temporelle dans l'élaboration de MODÉROSS.

5.2.1.1 Le facteur d'érosivité (R)

Le facteur d'érosivité des précipitations (R) constitue le principal agent d'érosion hydrique du modèle USLE. Différentes propositions ont été faites pour évaluer le facteur R (ex:Wischmeier 1959; Ateshian 1974; Onstad et Foster 1975; Williams 1975b; Cooley 1980; Foster *et al.* 1982; Brown et Foster 1987; Renard et Freidmund 1994; Kinnel 1995; Yu et Rosewell 1996a). Foster *et al.* [1977] proposent un facteur d'érosivité (R_t) qui tient compte du ruissellement. Ce modèle d'érosivité est utilisé dans le modèle EPIC [Williams 1995]:

$$R_{ii} = 0,646 R_{pii} + 0,45 H_{ii} q_{pii}^{c}$$
(5.1)

où

 R_{t} = érosivité totale journalière sur l'élément i (MJ mm / ha h)

 R_{off} = érosivité des précipitations journalières sur l'élément i (MJ mm / ha h)

 H_{jj} = hauteur de la lame d'eau journalière sur l'élément i (mm)

 q_{off} = ruissellement de pointe journalier pour l'élément i (mm / h)

 $c = \text{coefficient d'ajustement} \approx 0.33$

Comme il a déjà été mentionné à l'équation C-1, le calcul de l'érosivité par RUSLE nécessite la connaissance de l'intensité des précipitations. Toutefois, ce paramètre n'est pas utilisé par le modèle hydrologique CEQUEAU. Seules les précipitations totales journalières sont disponibles.

La détermination des quantités de pluie tombées à la surface d'un bassin versant constitue une étape déterminante pour la modélisation hydrologique. Les précipitations totales journalières (P_{ji}) nécessaires au modèle d'érosion MODÉROSS sont fournies par la variable [PLUICE] du modèle hydrologique CEQUEAU [Morin *et al.* 1995b]. Pour chaque élément de calcul (*i.e.* carreau) du bassin versant, le modèle CEQUEAU interpole spatialement les précipitations et les températures journalières observées aux stations météorologiques en utilisant la méthode des polygones de Thiessen ou par une pondération des données observées aux trois stations situées les plus proches du carreau. Bien que les techniques d'interpolation impliquent une certaine part d'incertitude [Lopes 1996], elles permettent d'obtenir une distribution spatiale des données essentielles au bon fonctionnement des modèles hydrologique et d'érosion hydrique.

Puisque seulement la hauteur de pluie journalière (P_{ji}) est disponible et distribuée sur chacun des éléments de calcul, il faut donc une équation qui permette de calculer l'érosivité des précipitations journalières (R_{pji}) à partir de la hauteur de pluie journalière. La valeur de (R_{pji}) sera obtenue à l'aide de la relation empirique proposée par Richardson *et al.* [1983] :

$$R_{pji} = a P_{ji}^{b}$$
 (5.2)

où

*R*_{pli} = érosivité des précipitations journalières sur l'élément (i) (MJ mm / ha h)
 *P*_{ji} = précipitations journalières sur l'élément (i) (mm)
 a = coefficient d'ajustement
 b = coefficient d'ajustement (0,75 à 2,20)

Il est important de mentionner que la hauteur de pluie tombée durant une journée (P_{ji}) peut inclure entre un (1) et plusieurs événements pluvieux et qu'un événement pluvieux peut être considéré comme partiel s'il se poursuit pendant deux journées. Pour les besoins du modèle d'érosion, la hauteur de pluie journalière sera traitée comme un événement pluvieux individuel.

Afin de restreindre la durée des évènements pluvieux entre 30 minutes et 24 heures, des limites minimum et maximum doivent être imposées à l'érosivité journalière (R_{pi}). Selon Richardson *et al.* [1983], ces limites sont :

$$R_{pii(min)} = P_{ii}^2 (0,00364 \log P_{ii} - 0,000062)$$
 (5.3)

si
$$P_{ji} \leq 38 \text{ mm}$$
 $R_{pji(max)} = P_{ji}^2 (0,291 + 0,1746 \log P_{ji})$ (5.4)

$$R_{pji(max)} = 0,566 P_{ji}^2$$
 (5.5)

si P_{ii} > 38 mm

où

 $R_{pli (min)}$ = érosivité minimum produite par les précipitations journalières (MJ mm / ha h) $R_{pli (max)}$ = érosivité maximum produite par les précipitations journalières (MJ mm / ha h) Des études d'érosivité effectuées par Richardson *et al.* [1983], Haith et Merrill [1987], Sheridan *et al.* [1989], Bullock *et al.* [1990], Elsenbeer *et al.* [1993], Posch et Rekolainen [1993], Bagarello et D'Asaro [1994], Yu et Rosewell [1996a, 1996b, 1996c] et Yu [1998] ont démontré que les valeurs de l'exposant b (*cf.* équation 5.2) varient spatialement selon la localisation géographique des stations météorologiques, mais demeurent relativement constantes durant l'année. Ces études indiquent également que les valeurs du coefficient a présentent des variations spatiales et temporelles importantes. Les tableaux 5.2 et 5.3 présentent quelques statistiques descriptives concernant les valeurs de l'exposant b et du coefficient a contenues dans ces études.

Le tableau 5.2 indique que l'exposant b atteint des valeurs moyennes de 1,48 à 1,81 et des valeurs minimums de 0,78 à 1,66 et maximums de 1,81 à 2,15, pour les pays considérés dans ces études. Une faible tendance géographique semble ressortir de ces données, les pays situés au Sud accusant, en moyenne, des exposants b plus petits que ceux situés plus au Nord. Un test statistique (analyse de variance à un critère ANOVA) visant à comparer les valeurs moyennes de l'exposant b n'a pas révélé de différences significatives à un niveau $\alpha = 0,05$. Toutefois, l'étendue séparant les valeurs minimums et maximums de chaque pays ne permet pas de tirer des conclusions précises à ce sujet. Compte tenu de cette plage de valeurs, il sera possible de calibrer l'exposant b entre 1,00 et 2,20. Une valeur de 1,81 sera utilisée par défaut.

Afin de tenir compte de la variation spatiale et temporelle du coefficient a, Richardson *et al.* [1983] suggèrent d'utiliser deux valeurs saisonnières pour le coefficient a ; une valeur pour la saison froide (af : octobre à mars) et une valeur pour la saison chaude (ac : avril à septembre). L'examen du tableau 5.3 montre que le coefficient a 'toute saison' varie selon la position géographique des pays concernés et présente des valeurs moyennes allant de 0,123 à 0,341 suivant un axe nord-sud. La valeur minimum du coefficient a a été de 0,017 en saison froide alors que la valeur maximum a été de 0,944 en saison chaude. Puisque les averses de fortes intensités sont généralement constituées de grosses gouttes d'eau, elles produiront une plus grande énergie cinétique et une plus grande érosivité (*cf.* chapitre 2). Les pays nordiques, tels le Canada et la Finlande, avec des évènements pluvieux moins agressifs que ceux des pays situés plus au Sud, accusent des coefficients a moins élevés. La détermination des coefficients af et ac est donc nécessaire pour chaque région géographique.

	NOMBRE		EXPOSA	NT b	
AUTEURS (PAYS)	DE STATION	minimum	maximum	moyenne	écart type
Richardson et al. [1983] (ÉTATS-UNIS)	11	1,50	1,99	1,81	0,16
Bullock et al. [1990] (CANADA)	12	1,545	1,933	1,746	0,128
Elsenbeer et al. [1993] (PÉROU)	2	1,43	1,81	1,62	0,27
Posh et Rekolainen [1993] (FINLANDE)	8	1,66	1,84	1,77	0,06
Bagarello et D'Asaro [1994] (ITALIE)	35	1,219	2,082	1,532	0,192
Yu et Rosewell [1996b] (AUSTRALIE)	29	1,00	1,95	1,48	0,24
Yu et Rosewell [1996c] (AUSTRALIE)	4	1,17	2,02	1,61	0,35
Yu [1998] (AUSTRALIE)	41	0,78	2,15	1,49	0,28

Tableau 5.2 : Valeurs de l'exposant b r	our le calcul de l'érosivité p	Juviale (équation 5.2).
---	--------------------------------	-------------------------

	NOMBRE				COE	FFICIE	INT a			
AUTEURS (PAYS)	DE	(tou	ute sais	ion)	(sa	son fro	olde)	(sais	son ch	aude)
(inter	STATION	min	max	moy	min	max	moy	min	max	moy
Richardson <i>et al.</i> [1983] (USA)	11	0,06	0,79	0,295	0,06	0,37	0,18	0,13	0,79	0,41
Selker et al. [1990] (USA)	51	0,017	0,42	0,194	0,017	0,30	0,127	0,076	0,42	0,261
Bullock et al. [1990] (CANADA)	12	0,113	0,254	0,164	no	n déterm	iné	no	n déterm	iné
#Posh et Rekolainen [1993] (FINLANDE)	8	0,067	0,191	0,123	0,067	0,090	0,079	0,130	0,191	0,166
Bagarello et D'Asaro [1994] (ITALIE)	35	0,066	0,944	0,341	no	n déterm	iné	no	n déterm	iné

saison froide = septembre, octobre, mai ; saison chaude = juin à août

Selker *et al.* [1990] proposent une procédure statistique pour évaluer les coefficients **af** et **ac** à partir des normales climatiques enregistrées aux stations météorologiques. Cette procédure a été utilisée afin d'estimer les coefficients saisonniers **af** et **ac** pour différentes stations météorologiques situées au Québec. Les données météorologiques utilisées correspondent à des valeurs moyennes couvrant une période climatique de 30 ans [Canada 1993]. Le tableau 5.4 présente les coefficients **af** et **ac** pour quelques stations météorologiques situées au sud du Québec. Les valeurs saisonnières du coefficient **a** ont été calculées en fixant la valeur de l'exposant **b** à 1,81, telle que suggérée par Selker *et al.* [1990]. Ces valeurs **af** et **ac** peuvent servir de point de départ pour la calibration du coefficient **a** lorsque l'exposant **b** diffère de 1,81.

L'érosivité des précipitations journalières (R_{pji}), telles que calculées par l'équation 5.2, est illustrée à la figure 5.3 pour des valeurs de coefficients a et d'exposants b compatibles avec les conditions climatiques du Québec méridional (*cf.* tableau 5.4). Cette figure montre que l'érosivité journalière croît rapidement lorsque les précipitations journalières augmentent, et ce, d'autant plus que l'exposant b et le coefficient a sont élevés. Si la valeur du coefficient a est fixée à 0,08 et que la valeur de l'exposant b est de 1,81, l'érosivité produite par une précipitation journalière de 20 mm est d'environ 18 MJ mm/ha h comparativement à 7,4 MJ mm/ha h lorsque la valeur de l'exposant b est de 1,51. Avec cette même valeur de coefficient a, une précipitation journalière deux fois plus importante produira une érosivité de 63,5 MJ mm/ha h pour un exposant b de 1,81 comparativement à 21 MJ mm/ha h pour un exposant b de 1,51. Le fait de doubler la valeur du coefficient a, augmente l'érosivité journalière dans une proportion identique. La calibration de l'exposant b est importante car elle détermine le taux de variation de l'érosivité fournie par les précipitations alors que la calibration du coefficient a conditionne l'influence des variations saisonnières du climat sur l'érosivité pluviale.

La quantité de particules érodées varie en fonction de l'énergie cinétique des précipitations. Bollinne [1975] souligne que les averses constituées de petites gouttes d'eau ne possèdent pas l'énergie suffisante pour détacher les particules du sol. Une certaine quantité d'énergie, donc de précipitations, est nécessaire pour induire l'érosion. Une précipitation minimum de 12,5 mm est utilisée pour calculer l'érosivité dans USLE/RUSLE [Renard *et al.* 1997]. Le paramètre [HPLUIE] du modèle d'érosion MODÉROSS permet de calibrer cette hauteur de pluie.

OTATIONO	LOCAL	ISATION #COEFFICIENT a		
STATIONS	LATITUDE	LONGITUDE	af	ac
Abercorn	45°02'	72°40'	0,098	0,182
Huntingdon	45°03'	74°10'	0,093	0,174
Coaticook	45°09'	71°48'	0,091	0,150
Iberville	45°20'	73°15'	0,102	0,209
Granby	45°23'	72°42'	0,093	0,174
Sherbrooke A	45°26'	71°41'	0,107	0,184
Montréal A	45°28'	73°45'	0,099	0,191
Rigaud	45°30'	74°22'	0,080	0,151
Saint-Jérôme	45°48'	74°03'	0,067	0,151
Drummondville	45°53'	72°29'	0,076	0,161
Disraëli	45°55'	71°19'	0,101	0,175
Nicolet	46° 12'	72°37'	0,074	0,148
Saint-Prosper	46°13'	70°30'	0,090	0,136
Laurierville	46°20'	71°40'	0,091	0,168
Trois-Rivières	46°22'	72°36'	0,063	0,124
Vallée Jonction	46°23'	70°56'	0,095	0,167
Scott	46°30'	71°05'	0,082	0,147
Shawinigan	46°34'	72°45'	0,058	0,130
Québec A	46°48'	71°23'	0,074	0,137
La Pocatière	47°21'	70°02'	0,078	0,152
Belleterre	47°23'	78°42'	0,085	0,145
La Tuque	47°24'	72°47'	0 090	0,149
Saint-Urbain	47°34'	70°33'	0,065	0,150
La Malbaie	47°40'	70°09'	0,066	0,143
Val d'Or	48°04'	77°47'	0,090	0,150
Tadoussac	48°09'	69°42'	0,039	0,098
New-Richmond	48°10'	65°48'	0,038	0,095
Bagotville A	48°20'	71°00'	0,078	0,116
Rimouski	48°27'	68°31'	0,073	0,167
Roberval A	48°31'	72°16'	0,074	0,120
La Sarre	48°47'	79°13'	0,122	0,194
Murdochville	48°57'	65°31'	0,044	0,113
Baie Comeau A	49°08'	68°12'	0,045	0,115
Chapais 2	49°47'	74°51'	0,104	0,140
Sept-lles A	50°13'	66°16'	0,056	0,138

Tableau 5.4 : Valeurs des coefficients saisonniers af et ac pour quelques stations du Quèb
--

calculé selon la procédure de Selker et al. [1990] avec l'exposant b égal à 1,81



Figure 5.3 : Érosivité des précipitations journalières sans considérer le ruissellement.

En se dirigeant vers la surface du sol, les gouttes de pluie peuvent se heurter à des obstacles qui limitent leur pouvoir érosif. L'accumulation de neige au sol joue un rôle important dans le processus d'érosion hydrique car elle protège le sol contre l'impact des gouttes de pluie et constitue une réserve d'énergie qui sera libérée au printemps sous forme de ruissellement. L'érosion peut se produire durant les périodes de gel-dégel et particulièrement lors de la fonte des neiges au printemps, lorsque le sol retrouve peu à peu de sa vulnérabilité. Le ruissellement provenant de la fonte des neiges est considéré critique au moment où la couche supérieure du sol dégèle et repose sur une couche encore gelée. Dans une adaptation du modèle CREAMS pour la Finlande, Rekolainen et Posch [1993] ont établi qu'une couverture de neige supérieure à 1 mm (équivalent en eau) était suffisante pour neutraliser l'érosion pluviale et le ruissellement de la fonte des neiges. Dans MODÉROSS, l'érosion pluviale est contrée lorsque la hauteur journalière de neige au sol (HNSJ) est supérieure à 1 mm alors que l'érosion par le ruissellement devient active lorsqu'une certaine hauteur minimum d'eau au sol est atteinte. Cette hauteur critique doit être calibrée à l'aide du paramètre [HRUISS]. La hauteur journalière de neige au sol est fournie par la variable [STOCL] du modèle CEQUEAU.

La présence d'une lame d'eau au sol contribue à amortir l'impact des gouttes de pluie. Park et al. [1982] ont constaté que la quantité de particules éjectées par l'érosion pluviale augmente lorsque la surface du sol est saturée d'eau, mais non submergée. Si la lame d'eau est mince, les gouttes de pluie peuvent interragir avec l'écoulement de surface pour faciliter le détachement et le transport des sédiments. Palmer [1964] a observé qu'une mince couche d'eau à la surface du sol augmente la force d'impact des gouttes d'eau et provoque des pertes de sol plus grandes que celles qui se produiraient sans l'existence de cette couche. Palmer [1965] précise que l'érosion pluviale augmente lentement jusqu'à ce que la hauteur de la lame d'eau atteigne une valeur critique, puis diminue rapidement au-delà de cette valeur, due à une dissipation de l'énergie par la lame d'eau. Les recherches effectuées par Mutchler et Larson [1971], Moss et Green [1983] et Kinnell [1991] révèlent que le transport des sédiments atteint un état maximum lorsque la hauteur de la lame d'eau est d'environ 3 fois le diamètre moyen des gouttes de pluie. Cette interaction pluie-ruissellement est considérée dans MODÉROSS par la présence d'un facteur d'amortissement des précipitations (FAMO) qui suppose que l'érosivité pluviale décroît exponentiellement lorsque la lame d'eau s'épaissit. Une correction similaire est utilisée dans les modèles d'érosion EUROSEM [Morgan et al. 1998a,b] et LISEM [De Roo et al. 1994].

Le facteur d'amortissement (FAMO) est calculé par :

$$FAMO = e^{-(C_{am}H_{ji})}$$
(5.6)

et l'érosivité des précipitations journalières (R_{pii}) devient alors égale à :

$$R_{pjl} = \begin{bmatrix} a P_{jl}^{b} \end{bmatrix} FAMO$$
(5.7)

où

 R_{pji} = érosivité des précipitations journalières sur l'élément (i) (MJ mm / ha h) P_{ji} = précipitations journalières sur l'élément (i) (mm) *FAMO* = facteur d'amortissement de l'érosivité pluviale par la lame d'eau H_{ji} = hauteur de la lame d'eau journalière (mm) C_{am} = coefficient d'amortissement pour réduire l'érosivité pluviale (0,0 à 3,0)

a, b = coefficients d'ajustement

La valeur du coefficient d'amortissement (C_{am}) dépend de la texture du sol [Torri *et al.* 1987]. Des valeurs entre 0,9 et 3,1 ont été suggérées pour le modèle EUROSEM [Morgan *et al.* 1998a] tandis que cette valeur est fixée à 1,48 pour le modèle LISEM [De Roo *et al.* 1994]. Le modèle d'érosion MODÉROSS permet de calibrer le coefficient d'amortissement (C_{am}) entre 0,0 et 3,0.

La figure 5.4 illustre de quelle façon l'érosivité des précipitations journalières (R_{pji}) varie en fonction de la hauteur de la lame d'eau ruissellée (H_{ij}), pour des coefficients d'amortissement (C_{am}) de 1,5 et 0,5. L'exposant b et le coefficient a ont été fixés arbitrairement à 1,81 et 0,10, respectivement, pour le calcul de l'équation 5.7. Les figures 5.4A et 5.4B montrent que l'érosivité pluviale croît proportionnellement avec l'augmentation des précipitations et la diminution de la hauteur du ruissellement. Le taux de croissance de l'érosivité pluviale dépend de la valeur du coefficient d'amortissement du ruissellement (C_{am}). Pour des valeurs (C_{am}) respectives de 0,5 et 1,5, une précipitation journalière de 50 mm verra passer son érosivité de 120 MJ mm/ha h pour une lame d'eau inexistante à environ 16 MJ mm/ha h et 0,3 MJ mm/ha ha pour une lame d'eau de 4 mm. Dans MODÉROSS, la calibration du coefficient d'amortissement (C_{am}) permet de gérer l'éffet combiné de la pluie et du ruissellement sur l'érosion pluviale.



Figure 5.4 : Érosivité des précipitations journalières en considérant le ruissellement.

L'équation 5.1 indique que le calcul de l'érosivité totale journalière implique également l'action du ruissellement de surface. Le long d'un versant, le ruissellement et les gouttes de pluie agissent ensemble pour détacher les particules du sol et les transporter vers l'aval. L'énergie cinétique des gouttes d'eau brise les agrégats du sol en particules élémentaires qui peuvent être prises en charge par une nappe d'eau ruissellante. L'estimation de la portion d'érosivité attribuable au ruissellement exige une évaluation des écoulements journaliers sur le bassin versant. Le modèle hydrologique CEQUEAU s'acquitte de cette tâche. Considérant que le ruissellement sur les surfaces imperméables ne cause pas l'érosion des sols, la hauteur de la lame d'eau journalière (H_a) produite sur chacun des éléments de calcul est obtenue par la somme des écoulements de surface [RUISS] et retardés [VIDINT et VIDFON] du modèle hydrologique CEQUEAU, soit ;

$$H_{ii} = [RUISS] + [VIDINT] + [VIDFON]$$
(5.8)

où

RUISS = ruissellement de surface (mm) VIDINT = ruissellement retardé de niveau intermédiaire (mm) **VIDFON** = ruissellement retardé de niveau inférieur (mm)

L'équation 5.1 indique également que la part d'érosivité attribuable au ruissellement journalier est d'autant plus importante que le ruissellement de pointe (q_{ail}) est élevé. Selon Kauark Leite [1990], l'utilisation combinée de ces deux variables explicatives se justifie si l'une d'elles apporte une information supplémentaire par rapport à l'autre. Par exemple, s'il existe une forte corrélation entre le débit moyen journalier et le débit de pointe journalier, l'information apportée par l'ajout du débit de pointe est peu significative. Dans le modèle MODÉROSS, le ruissellement de pointe journalier (q_{pii}), est estimé à partir des relations suivantes;

$$Q_{pji} = C \ Q_{mji}^d \tag{5.9}$$

où

G

 Q_{pji} = débit de pointe journalier sur l'élément i (m³ / s) Q_{mil} = débit moyen journalier sur l'élément i (m³/ s) c, d = coefficients de calibration

et

$$q_{pji} = 360 \left[\frac{c \ Q_{mji}^{\ d}}{S_i} \right]$$
 (5.10)

où

q_{piii} = ruissellement de pointe journalier sur l'élément i (mm / heure)

 Q_{mil} = débit moyen journalier (m³ / s)

S_i = superficie de l'élément i (ha)

c, d = coefficient de calibration

Les coefficients c et d sont supposés constants pour les petits bassins versants (*i.e.* < 15 km²).

Le facteur d'érosivité totale journalière (R_{ti}) devient alors:

$$R_{ti} = 0,646 \left[\left(a P_{ji}^{b} \right) e^{-\left(C_{am} H_{ji} \right)} \right] + 0,45 \left[H_{ji} \left(360 \left(\frac{c Q_{mji}^{d}}{S_{i}} \right) \right)^{0,33} \right]$$
(5.11)

où

R_t = érosivité totale journalière sur l'élément i (MJ mm / ha h j)

P_a = précipitations journalières sur l'élément i (mm)

H_i = lame d'eau journalière sur l'élément i (mm)

 Q_{mil} = débit moyen journalier sur l'élément i (m³ / s)

 S_i = superficie de l'élément i (ha)

 C_{am} = coefficient d'amortissement pour réduire l'érosivité pluviale (0,0 à 3,0)

a = coefficient d'ajustement (0,010 à 1,000)

b = coefficient d'ajustement (0,05 à 2,50)

c, d = coefficients d'ajustement du ruissellement de pointe

Le calcul de l'érosivité totale journalière (R_{tj}) nécessite donc la calibration de cinq coefficients et constitue, de ce fait, une étape très importante de la simulation et une source d'erreurs non négligeable. Les coefficients 0,646 et 0,45 et l'exposant 0,33 proviennent de l'algorithme d'érosivité du modèle d'érosion EPIC et seront utilisés comme tels dans le modèle MODÉROSS.

5.2.1.2 Le facteur d'érodabilité (K)

Les rapports pédologiques et les analyses granulométriques constituent les principales sources de données pour évaluer le facteur d'érodabilité des sols (K). Celui-ci sera calculé pour chaque série de sol (s) rencontré sur le bassin versant à l'aide de la relation de base suivante [Wischmeier et Smith 1978; Foster *et al.* 1981] :

$$K_{as} = 2,77 * 10^{-7} * [SL_s * (100 - AR_s)]^{1,14} * (12 - MO_s) + [0,0043 * (cs_s - 2)] + [0,0033 * (cp_s - 3)]$$
(5.12)

où

K_{as} = érodabilité annuelle moyenne de la série de sol (s) (t ha h / MJ ha mm)
SL_s = % de sable très fin et de limon de la série de sol (s) [0,002 à 0,10 mm] = (STF_s + Ll_s)
STF_s = % de sable très fin de la série de sol (s) [0,05 à 0,10 mm]
Ll_s = % de limon de la série de sol (s) [0,002 à 0,05 mm]
AR_s = % d'argile de la série de sol (s) [0,000 à 0,002 mm]
MO_s = % de matière organique de la série de sol (s) = (CO_s * 1,724)
CO_s = % de carbone organique de la série de sol (s)
cs_s = code de structure de la série de sol (s)

Lorsque le pourcentage de sable très fin (STF_s) d'une série de sol n'est pas disponible directement à partir des rapports pédologiques, il peut être estimé à l'aide d'une relation similaire à la suivante [Bernard 1990b] :

$$STF_{s} = SA_{s}^{0,576} * AR_{s}^{0,06}$$
 (5.13)

où

 $SA_s = \%$ de sable de la série de sol (s) [0,05 à 2,000 mm]

La figure 5.5 donne les codes de structure (cs) et de perméabilité (cp) pour les principales classes de texture de sol, telles que définies par Cook *et al.* [1985] et citées dans Pringle *et al.* [1995] et Latreille *et al.* [1993].



Figure 5.5 : Codes de structure et de perméabilité pour le calcul de l'érodabilité

Wischmeier *et al.* [1971] et Foster *et al.* [1981] ont porté graphiquement, sous forme de nomographe, la relation existant entre l'érodabilité d'un sol, sa texture, son contenu en matière organique, sa structure et sa perméabilité (*cf.* figure C1). Le nomographe et l'équation 5.12 révèlent que l'érodabilité est élevée pour des sols sableux contenant peu de matière organique. Cette situation découle du fait que la formation d'agrégats stables, indipensables pour renforcer la structure du sol, demande la présence d'argile et de matière organique. Les sols granulaires fins caractérisés par une mauvaise perméabilité (*ex.* loam limoneux) sont particulièrement vulnérables à l'attaque des pluies et du ruissellement. Le nomographe d'érodabilité se compose de deux sections pouvant être utilisées selon la disponibilité des données pédologiques. En l'absence d'informations concernant la structure et la perméabilité du sol, une première approximation du facteur (K_{as}) peut être obtenue à l'aide de la section gauche du nomographe. La valeur du facteur d'érodabilité des sols agricoles ayant une structure granulaire fine et une perméabilité modérée (\approx 4 cm/h) peut être tirée directement de l'axe d'approximation.

La procédure d'évaluation impliquant l'équation 5.12 n'est cependant valide que pour des sols possédant 70% et moins de limon et de sable très fin (0,002 à 0,1 mm) et ignore la présence de particules grossières (> 2 mm). Vold *et al.* [1985] ont proposé une procédure de correction (K_{as}^{c}) pour SL_s > 70 %:

si 70 % < SL_s < 80 %, alors:
$$K_{as}^{c} = K_{as} \left[1 - 0.2 * \frac{(SL_{s} - 70)}{10} \right]$$
 (5.14)

si
$$SL_s \ge 80\%$$
, alors: $K^c_{as} = 0.80 K_{as}$ (5.15)

La présence de fragments grossiers (> 2 mm) dans le profil pédologique diminue l'érodabilité du sol, car elle augmente son taux d'infiltration. Cette influence est considérée dans MODÉROSS en ajustant les valeurs de (K_{as}) selon la méthode proposée par Vold *et al.* [1985]:

$$K_{as}^{c} = K_{as} (0,983 - 0,0189 X_{s} + 0,0000973 X_{s}^{2})$$
 (5.16)

où

 X_s = pourcentage de fragments grossiers de la série de sol (s) [% par volume]

Les valeurs d'érodabilité (K_{as}) peuvent être calculées consécutivement pour plusieurs séries de sol du bassin versant. Bernard [1996] offre une estimation de l'érodabilité pour quelques sols agricoles du Québec. Le tableau 5.5 présente l'érodabilité annuelle moyenne pour 158 séries de sol. L'érodabilité a été calculée à l'aide de l'équation 5.12 et le diamètre moyen pondéré des agrégats stables à l'eau a été utilisé comme indicateur de la structure du sol. L'érodabilité variait de 0,0072 à 0,063 t ha h/ha MJ mm avec une valeur moyenne de 0,0257 t ha h/ha MJ mm. Les séries de sol échantillonnées sous cultures annuelles se sont révélées être plus érodables que celles échantillonnées sous prairies.

Comme alternative à l'équation 5.12, une procédure simple a été proposée par Declercq et Poesen [1992] pour calculer l'érodabilité des sols. Cette procédure, aussi présentée par Römkens *et al.* [1997] pour le modèle RUSLE, n'implique qu'une seule variable, soit le diamètre géométrique moyen du sol (Dg_s):

$$K_{as} = 0,0034 + 0,0405 e^{\left[-0.5\left(\frac{\log Dg_{s} + 1,659}{0,7101}\right)^{2}\right]}$$
(5.17)

et

$$Dg_s = e^{[0,01 \sum (f_i \ln m_i)]}$$
 (5.18)

où

 K_{ss} = érodabilité annuelle moyenne du sol (s) (t ha h / ha MJ mm) Dg_s = diamètre géométrique moyen du sol (s) (mm) f_i = % d'argile (<0,002 mm), de limon (0,002 - 0,05 mm) et de sable (0,05 - 2 mm) du sol m_i = 1,025 pour sable, 0,026 pour limon et 0,001 pour argile [Shirazi et Boersma 1984].

Alors que l'équation 5.12 peut être utilisée lorsque le contenu en matière organique est connu et que le contenu en limon et sable très fin est inférieure à 70%, l'équation 5.17 sera préférée pour estimer l'érodabilité des sols argileux ou sableux ayant des diamètres géométriques moyens (Dg) <10 µm ou >100 µm [Declercq et Poesen 1992].
NOM	ERODABILITE	NOM	ERODABILITÉ	NOM	ÉRODABILITES
DE LA SÉRIE	(t ha h/MJ ha mm)	DE LA SÉRIE	(t ha h/MJ ha mm)	DE LA SÉRIE	(t ha h/MJ ha mm)
ACHIGAN	0,0378	GUYENNE	0.0109	RÉMIGNY	0.0107
ALBANEL	0,0209	HÉBERTVILLE	0.0134	RIDEAU	0.0146
ALMA	0,0168	HENRYVILLE	0.0317	RIPON	0.0204
ANGE-GARDIEN	0,0262	HILARION	0,0238	RIVIÈRE-DU-LOUP	0.0140
ANGLIER	0,0133	HONFLEUR	0,0101	ROQUEMAURE	0.0095
APIKA	0,0397	HOWICK	0,0304	ROULIER	0.0114
ARGENTENAY	0,0315	IVRY	0,0171	ROXTON	0.0144
ASCOT	0,0194	SAINT-BENOÕT	0,0203	RUBICON	0,0342
ASTON	0,0327	JOLIETTE	0,0253	SABREVOIE	0,0350
BABY	0,0477	JOSEPH	0,0372	SAINTE-BARBE	0,0393
BAIE DES SABLES	0,0169	KAMOURASKA	0,0119	SAINTE-BRIGIDE	0,0369
BATISCAN	0,0409	KÉNOGAMIE	0,0210	SAINTE-HÉLÈNE	0,0084
BEARBROOK	0,0133	KNOWLTON	0,0217	SAINTE-MARIE	0,0328
BEARN	0,0194	LA MALBAIE	0,0353	SAINTE-PHILOMÈNE	0,0131
BEAUDETTE	0,0476	LA POCATIÈRE	0,0194	SAINTE-ROSALIE	0,0253
BEAURIVAGE	0,0135	LABARRE	0,0315	SAINTE-SOPHIE	0,0091
BEDFORD	0,0250	LANORAIE	0,0195	SAINT-AIMÉ	0,0221
BERTHIER	0,0224	LAPLAINE	0,0191	SAINT-ANDRÉ	0,0167
BOTREAUX	0,0292	LAPOINTE	0,0160	SAINT-ANICET	0,0481
BOUCHERVILLE	0,0366	LÉVRARD	0,0353	SAINT-BENOÖT	0,0203
BOUCHETTE	0,0362	LOUTRE	0,0347	SAINT-BERNARD	0,0234
BOURGET	0,0168	MAGOG	0,0373	SAINT-BLAISE	0,0262
BRANDON	0,0190	MASSUEVILLE	0,0164	SAINT-FRANÇOIS	0,0087
BROMPTON	0,0219	MAWCOOK	0,0282	SAINT-GRABRIEL	0,0185
BULLARD	0,0630	MÉLANÇON	0,0214	SAINT-HYACINTHE	0,0308
CHALOUPE	0,0372	MELBOURNE	0,0264	SAINT-JUDE	0,0246
CHAMPLAIN	0,0300	MILBY	0,0534	SAINT-LAURENT	0,0270
CHAPEAU	0,0252	MITIS	0,0215	SAINT-NICOLAS	0,0180
CHATEAUGUAY	0,0281	MONTMAGNY	0,0465	SAINT-PACÙME	0,0170
CHICOUTIMI	0,0140	MOREAU	0,0289	SAINT-PASCAL	0,0202
COATICOOK	0,0442	MORIN	0,0126	SAINT-RAYMOND	0,0150
COTEAU	0,0242	NAPIERVILLE	0,0383	SAINT-SAMUEL	0,0201
COTNOIR	0,0333	NÉDELEC	0,0327	SAINT-SÉBASTIEN	0,0177
COURVAL	0,0203	NEIGETTE	0,0304	SAINT-THOMAS	0,0185
DALHOUSIE	0,0413	NEUBOIS	0,0269	SAINT-URBAIN	0,0125
DANBY	0,0278	NEW CARLISLE	0,0203	SAINT-ZOTIQUE	0,0196
DE L'ANSE	0,0114	NORMANDIN	0,0378	SAVOIE	0,0171
DES ORIGNAUX	0,0222	ORFORD	0,0357	SHEFFORD	0,0229
DES SAULTS	0,0476	ORLEANS	0,0302	SHEKDON	0,0326
DESBIENS	0,0174	ORMSTOWN	0,0514	SHERBROOKE	0,0429
DESSAINT	0,0261	PABOS	0,0186	SHIPTON	0,0201
DOLBEAU	0,0256	PALMAROLLE	0,0072	SOULANGES	0,0430
DORVAL	0,0225	PAQUIN	0,0127	SUFFIELD	0,0299
DUCKEUX	0,0199	PELLETIER	0,0244	TAILLON	0,0113
DUHAMEL	0,0318	PERIBONKA	0,0324	TILLY	0,0245
DUJUUK	0,0336	PIEDMONT	0,0335	TREMBLAY	0,0279
FUCENE	0,02/4	PIERREVILLE	0,0266	UPLANDS	0,0132
EVGENE	0,0017	PLATON	0,0146	VALERE	0,0186
	0,0177	PUNIAC	0,0407	VALIN	0,0086
CREENERORD	0,0220	PUNI-RUUGE	0,0149	VAUDREUIL	0,0332
CHÉRIN	0,0370	PROVIDENCE	0,0100	WOODBRIDGE	0,0193
GUERIN	0,0092		0,0142	TAMASKA	0,0416
GUIGUES	0,0002	RAINBAULI	0,0240		

Tableau 5.5 : Érodabilité annuelle moyenne pour 158 séries de sols agricoles du Québec.

source : Bernard (1996)

La valeur de l'érodabilité annuelle moyenne (K_{as}) n'est pas calculée par le modèle MODÉROSS. Un tabulateur électronique (ex: EXCEL, QUATRO-PRO) peut être utilisé pour calculer cette valeur pour chaque série de sol recensée sur le bassin versant. Le tableau créé met en relation les séries de sol et les données pédologiques nécessaires au calcul de l'érodabilité par les équations 5.12 ou 5.17, selon le choix. Le résultat final présente, pour chaque série de sol, la valeur d'érodabilité annuelle moyenne (K_{as}) qui lui est associée.

Selon la taille des éléments de calcul (*i.e.* le maillage du bassin versant), il est fort probable que plusieurs séries de sols se retrouvent sur un même élément. Face à cette éventualité et compte tenu de l'hétérogénéité spatiale des données pédologiques qui caractérisent les séries de sols présentes sur un même élément de calcul, l'évaluation de l'érodabilité exige de tenir compte de l'importance relative des superficies occupées par ces séries de sols. Une moyenne pondérée (K_{api}) des valeurs de (K_{as}) est donc calculée sur chaque élément i (pondération par rapport aux superficies de sols) :

$$K_{api} = \sum_{s=1}^{n} (\%_{si}) K_{as}$$
 (5.19)

Οù

K_{apl} = érodabilité annuelle moyenne, pondérée sur l'élément (i) (t ha h / MJ ha mm)
 %_{si} = % de l'élément (i) couvert par la série de sol (s)
 n = nombre de séries de sols (s) sur l'élément (i)

Le SIG IDRISI est utilisé pour calculer la valeur de (K_{api}) sur chaque élément (i) du bassin versant. Un programme (macro-commande .IML) a été construit afin de faciliter le calcul de cette variable d'érosion. Le facteur d'érodabilité annuelle moyenne pondérée sur chaque élément de calcul (K_{api}) devient donc une variable d'entrée au modèle d'érosion hydrique MODÉROSS.

Puisque l'érodabilité du sol est liée à des facteurs qui varient non seulement dans l'espace, mais aussi dans le temps, la proposition de Young *et al.* [1990] a été retenue afin d'estimer la valeur du facteur (K_{api}) pour chaque jour (j) de l'année. La courbe théorique d'érodabilité journalière et les algorithmes permettant d'estimer la variation temporelle de l'érodabilité dans le modèle MODÉROSS sont illustrés à la figure 5.6.





On aura alors, selon Young et al. [1990] :

$$t_{\rm max} = 154 - 0,026 R_{\rm an}$$
 (5.20)

$$t_{\min} = t_{\max} + \Delta t \tag{5.21}$$

Оù

 t_{max} = jour de l'année où K_{ji} est maximum sur le bassin versant t_{min} = jour de l'année où K_{ji} est minimum sur le bassin versant Δt = durée moyenne de la période sans gel sur le bassin versant (en jour) R_{an} = érosivité annuelle moyenne sur le bassin versant (MJ mm / ha h)

Les travaux d'Ateshian [1974] et de Madramootoo [1988] portant sur l'évaluation de l'érosivité des précipitations, permettent d'estimer l'érosivité annuelle moyenne (R_{an}) à partir des normales climatiques enregistrées aux stations météorologiques :

$$R_{\rm an} = R_{\rm p} + R_{\rm h} \tag{5.22}$$

$$R_{p} = 0,417 (P_{2-6})^{2,17}$$
 (5.23)

$$R_h = R_p \left(\frac{P_h}{P_a}\right) \tag{5.24}$$

où

R_{an} = érosivité annuelle moyenne sur le bassin versant (MJ mm / ha h)

R_a = érosivité annuelle moyenne des précipitations (MJ mm / ha h)

R_b = érosivité "hivernale" (MJ mm / ha h)

P2-6 = précipitations totales pour une période de retour de [2 ans - 6 heures] (mm)

P_b = précipitations totales des mois de Décembre à Mars (mm)

P_a = précipitations totales annuelles (mm)

Les données météorologiques P_h et P_a doivent correspondre à des valeurs moyennes couvrant une longue période climatique (ex: 30 ans). Ces données se retrouvent dans la publication <u>Normales climatiques au Canada 1961-1990</u> [Canada 1993]. Les précipitations totales pour une période de retour de 2 ans - 6 heures (P_{2-6}) peuvent être tirées de l'<u>Atlas de la fréquence des</u> <u>pluies au Canada</u> [Hogg et Carr 1985] ou de l'<u>Atlas de hauteur, fréquence et durée des pluies au</u> <u>Québec méridional</u> [Ferland et Gagnon 1974].

Madramootoo [1988] et Gordon et Madramootoo [1989] ont proposé des procédures d'évaluation de l'érosivité annuelle moyenne et produit des cartes d'iso-érosivité pour les provinces de l'est du Canada. Leur évaluation tient compte des conditions hivernales résultant de la fonte des neiges. Le tableau 5.6 présente les valeurs d'érosivité annuelle moyenne (R_{an}) pour quelques stations météorologiques localisées au sud du Québec. Ce tableau permet d'apprécier l'importance et la distribution géographique des valeurs d'érosivité. Pour les stations citées au tableau 5.6, les valeurs d'érosivité (R_{an}) estimées par l'équation 5.22 varient selon une tendance nord-sud, allant de 705 MJ mm/ha h à 2011 MJ mm/ha h. En ce qui concerne la durée moyenne de la période sans gel (Δ t), le tableau 5.7 donne quelques valeurs pour le sud du Québec. Les valeurs moyennes (R_{an}) et (Δ t) constituent des valeurs d'entrée pour le modèle MODÉROSS. Ces valeurs peuvent être extrapolées pour une station météorologique donnée à partir des coordonnées géographiques des stations citées aux tableau 5.6 et 5.7.

Selon Young *et al.* [1990], les valeurs de t_{max} , t_{min} et K_{api} (équations 5.19 à 5.21) permettent d'estimer les valeurs maximum et minimum annuelles d'érodabilité pour chaque élément (i) :

$$K_{(max)i} = K_{api} (3,0 - 0,0003 R_{an})$$
 (5.25)

$$K_{(min)i} = \frac{K_{(max)i}}{(8,6 - 0,0011 R_{an})}$$
(5.26)

où

 $K_{(max)i}$ = érodabilité maximum sur l'élément (i) (t ha h / MJ ha mm) $K_{(min)i}$ = érodabilité minimum sur l'élément (i) (t ha h / MJ ha mm)

98 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

LOC		ISATION	#ÉROSIVITÉ ANNUELLE
STATIONS	LATITUDE	LONGITUDE	(MJ mm / ha h)
Abercorn	45°02'	72°40'	2011,08
Huntingdon	45°03'	74°10'	1417,13
Coaticook	45°09'	71°48'	1343,18
Iberville	45°20'	73°15'	1608,84
Granby	45°23'	72°42'	1771,16
Sherbrooke A	45°26'	71°41'	1695,26
Montréal A	45°28'	73°45'	1337,18
Rigaud	45°30'	74°22'	1286,51
Saint-Jérôme	45°48'	74°03'	1192,80
Drummondville	45°53'	72°29'	1450,99
Disraëli	45°55'	71°19'	1772,30
Nicolet	46°12'	72°37'	1109,90
Saint-Prosper	46°13'	70°30'	1279,17
Laurierville	46°20'	71°40'	1542,42
Trois-Rivières	46°22'	72°36'	1054,59
Vallée Jonction	46°23'	70°56'	1504,31
Scott	46°30'	71°05'	1429,96
Shawinigan	46°34'	72°45'	1059,25
Québec A	46°48'	71°23'	1399,88
La Pocatière	47°21'	70°02'	973,84
Belleterre	47°23'	78°42'	1207,15
La Tuque	47°24'	72°47'	1094,01
Saint-Urbain	47°34'	70°33'	1152,29
La Malbaie	47°40'	70°09'	994,64
Val d'Or	48°04'	77°47'	1028,38
Tadoussac	48°09'	69°42'	754,31
New-Richmond	48°10'	65°48'	750,04
Bagotville A	48°20'	71°00'	774,60
Rimouski	48°27'	68°31'	991,60
Roberval A	48°31'	72°16'	804,32
La Sarre	48°47'	79°13'	1393,42
Murdochville	48°57'	65°31'	795,84
Baie Comeau A	49°08'	68°12'	704,65
Chapais 2	49°47'	74°51'	1033,31
Sept-lles A	50°13'	66°16'	1109,08

Tableau 5.6 : Érosivité annuelle moyenne pour quelques stations du Québec.

calculée selon la procédure de Madramootoo [1988]

	LOCAL	ISATION	#PÉRIODE SANS GEL
STATIONS	LATITUDE	LONGITUDE	durée moyenne (jours)
Huntingdon	45°03'	74°10'	137
Brome	45°11'	72°34'	109
Sherbrooke A	45°26'	71°41'	102
Montréal A	45°28'	73°45'	157
Rigaud	45°30'	74°22'	147
Sanit-Hvacinthe	45°38'	72°57'	135
Saint-Jérôme	45°48'	74°03'	117
Drummondville	45°53'	72°29'	136
Disraëli	45°55'	71°19'	94
Victoriaville	46°04'	71°57'	117
Beauceville	46°12'	70°46'	125
Nicolet	46°12'	72°37'	149
Laurierville	46°20'	71°40'	108
Trois-Rivières	46°22'	72°36'	145
Maniwaki	46°22'	75°59'	115
Shawinigan	46°34'	72°45'	142
Saint-Alban	46°43'	72°05'	114
Saint-Tite	46°44'	72°34'	119
Québec A	46°48'	71°23'	146
La Pocatière	47°21'	70°02'	135
Vill e -Marie	47°23'	79°28'	96
La Tuque	47°24'	72°47'	114
Dégelis	47°34'	68°38'	98
La Malbaie	47°40'	70°09'	119
Val d'Or	48°04'	77°47'	95
Caplan	48°06'	65°39'	138
Tadoussac	48°09'	69°42'	138
Chicoutimi	48°25'	71°05'	123
Rimouski	48°27'	68°31'	144
Amqui	48°31'	67°27'	97
Roberval A	48°31'	72°16'	122
Amos	48°34'	78°08'	95
Normandin	48°51'	72°32'	89
Baie Comeau A	49°08'	68°12'	113
Sept-lles A	50°13'	66°16'	110

Tableau 5.7 : Durée moyenne de la période sans gel pour quelques stations du Québec.

source : Daudelin [1995], Audet [1988], Perrier [1967]

Ainsi, on aura pour $t_{max} \le t_j < t_{min}$:

$$K_{ji} = K_{(max)i} \left[\frac{K_{(min)i}}{K_{(max)i}} \right]^{\frac{(t_j - t_{max})}{\Delta t}}$$
(5.27)

Оù

 K_{ji} = érodabilité journalière sur l'élément (i) t_j = jour de l'année où l'on veut estimer l'érodabilité K_{ji} $K_{(max)l}$ = érodabilité maximum sur l'élément (i) $K_{(min)l}$ = érodabilité minimum sur l'élément (i) t_{max} = jour de l'année où K_{ji} est maximum sur le bassin versant t_{min} = jour de l'année où K_{ji} est minimum sur le bassin versant t_{min} = jour de l'année où K_{ji} est minimum sur le bassin versant Δt = durée moyenne de la période sans gel sur le bassin versant (en jour)

et pour $t_j < t_{max}$ ou $t_j \ge t_{min}$:

• si TJET > -3,0 (TJET = température moyenne journalière sur l'élément i (°C)) :

$$K_{jl} = K_{(mln)i} \exp \left[\begin{array}{c} 0,009 \ (t_{j} - t_{min} + 365 \ \sigma) \end{array} \right]$$
(5.28)

avec $\sigma = 1$ pour $(t_j - t_{min}) < 0$ et $\sigma = 0$ pour $(t_j - t_{min}) \ge 0$

• si TJET \leq -3,0 alors $K_{ji} = K_{(min)i}$

Cependant pour : $K_{ji} > K_{(max)i}$, $K_{ji} = K_{(max)i}$ et $K_{ji} < K_{(min)i}$, $K_{ji} = K_{(min)i}$

La variable TJET est fournie par le modèle hydrologique CEQUEAU.

Ainsi, pour chaque élément (i), le modèle MODÉROSS estime une valeur d'érodabilité (K_{ji}) pour chaque jour (j) de l'année.

5.2.1.3 Le facteur topographique (LS)

Wan et El-Swaify [1998] ont constaté que les averses de faibles intensités sur des pentes fortes favorisent l'érosion pluviale (*splash*) alors que les averses de fortes intensités sur des pentes faibles favorisent l'érosion par lessivage (*wash*). Si la pente d'un versant est suffisamment longue, l'eau de ruissellement aura tendance à se concentrer en s'éloignant du sommet du versant et à produire de l'érosion par rigoles. La longueur de pente et l'inclinaison de celle-ci influencent donc l'intensité de l'érosion hydrique. Ces caractéristiques physiographiques sont considérées par l'évaluation du facteur topographique (LS).

L'intensité de l'érosion dépend aussi de la forme de la pente. Conceptuellement, chaque élément de calcul (*i.e.* carreau) du modèle d'érosion MODÉROSS représente un segment de pente du bassin versant. Toutefois, compte tenu de la taille des éléments de calcul à l'échelle du bassin versant, seul le cas des pentes uniformes dont la longueur (l) est égale ou supérieure à 5 mètres est traité par MODÉROSS.

À partir des travaux de McCool *et al.* [1987], McCool *et al.* [1989] et Nearing [1997], le modèle MODÉROSS calcule, pour chaque élément (i) du bassin versant, la valeur du facteur (LS_i) à l'aide des équations :

$$LS_{i} = (L_{i}) (S_{i})$$
 (5.29)

$$LS_{i} = \left(\frac{l_{i}}{22,13}\right)^{m_{i}} \left[-1,5 + \frac{17}{1 + \exp(2,3 - 6,1 \sin \theta_{i})}\right]$$
(5.30)

Оù

LS_i = facteur topographique sur l'élément i

L_i = facteur de la longueur de pente sur l'élément i

S_i = facteur de l'inclinaison de la pente sur l'élément i

 I_i = longueur de pente sur l'élément i (m)

$$\Theta_1$$
 = inclinaison de la pente du terrain sur l'élément i (degré °)

 m_i = exposant

Pour les périodes de gel et dégel, McCool et al. [1989] proposent d'utiliser :

pour
$$\Theta_i < 9\%$$
 (< 5,1428°): $LS_i = \left(\frac{I_i}{22,13}\right)^{m_i}$ (10,8 sin $\theta_i + 0,03$) (5.31)

pour
$$\Theta_i \ge 9\%$$
 ($\ge 5,1428^{\circ}$): $LS_i = \left(\frac{I_i}{22,13}\right)^{m_i} \left(\frac{\sin\theta_i}{0,0896}\right)^{0,6}$ (5.32)

La valeur de l'exposant mi sera évaluée selon:

CASLS = 1 : pour des sols consolidés ou en pâturages ;

$$m_{i} = \frac{\left(\frac{\beta}{2}\right)}{\left(1 + \frac{\beta}{2}\right)}$$
(5.33)

CASLS = 2: pour des sols agricoles cultivés ;

$$m_{i} = \frac{(\beta)}{(1 + \beta)}$$
(5.34)

CASLS = 3 : pour des sols récemment perturbés ;

$$m_i = \frac{(2\beta)}{(1+2\beta)}$$
(5.35)

avec

$$\beta = \frac{\left(\frac{\sin\theta_{l}}{0,0896}\right)}{\left(3\sin^{0,8}\theta_{l} + 0,56\right)}$$
(5.36)

Le cas d'application [CASLS] (1,2 ou 3) constitue une variable d'entrée du modèle MODÉROSS et doit être spécifié pour chaque élément de calcul au début de la simulation.

Les figures 5.7A et 5.7B illustrent le comportement des facteurs L et S vis-à vis des variations de longueur (I_i) et d'inclinaison (Θ_i) de pente des versants agricoles (*i.e.* CASLS = 2). Le facteur de pente (S) croît exponentiellement jusqu'à environ 17 degrés, puis progresse linéairement par la suite. L'exposant m, suit une courbe de croissance qui atteint rapidement un plateau de 0,6-0,7 lorsque l'inclinaison dépasse les 10 degrés. Le facteur topographique (L) augmente en fonction de la longueur de pente, et ce, d'autant plus que l'inclinaison est forte.

La longueur de pente (I_i) correspond à la distance séparant le sommet du versant et le point où l'inclinaison de la pente décroît suffisamment pour permettre la sédimentation du matériel érodé [Wischmeier et Smith 1978]. Dans MODÉROSS, la longueur de pente (I_i) est évaluée en fonction de la taille et de la pente moyenne [PENTD] des éléments de calcul ainsi que de la direction de l'écoulement [SENS] sur ceux-ci. Selon le système d'encodage des directions d'écoulement présenté à la figure 5.8, un élément de résolution (r_i en mètre) aura :

une longueur $I_i = r_i$ si [SENS] = 2, 4, 6 ou 8 et une longueur $I_i = r_i (\sqrt{2})$ si [SENS] = 1, 3, 7 ou 9

Les variables [PENTD] et [SENS] sont générées par le SIG IDRISI via le modèle numérique d'altitude (MNA) du bassin versant et constituent des variables d'entrée au modèle MODÉROSS. Dans le cas d'un élément situé sur la limite du bassin versant, la longueur partiel (I_i^*) est estimée en fonction de la superficie relative de cet élément par rapport à la superficie d'un élément complet (Su_{ci}):

$$I_{i}^{*} = I_{i} \frac{Su_{pi}}{Su_{ci}}$$
(5.37)

où

I' _i = longueur d'un élément partiel (m) Su_{pi} = superficie d'un élément partiel (m²) Su_{ci} = superficie d'un élément complet (m²)

Puisqu'à court terme, le facteur topographique LS ne varie pas dans le temps, il nécessite d'être calculé qu'une seule fois pour chaque élément du bassin versant.



104 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments





Figure 5.8 : Codification de la direction de l'écoulement de surface

5.2.1.4 Le facteur de la végétation (C)

La présence d'une couverture végétale contribue à limiter l'érosion hydrique et la masse de sédiments évacués vers les cours d'eau en amortissant l'impact des gouttes de pluie et en interceptant une partie des solides en suspension transportées par le ruissellement. L'efficacité des plantes à contrer l'érosion hydrique varie selon leur hauteur et leur stade de recouvrement durant l'année. Plus une plante aura un feuillage situé près du sol, plus elle protégera le sol de l'impact des gouttes de pluie. Un feuillage situé près du sol tend à réduire l'énergie cinétique des précipitations et à protéger le sol des éclaboussures par les gouttes d'eau. La présence de résidus de cultures au sol constitue un excellent moyen pour contrôler l'intensité du ruissellement et l'importance de l'érosion hydrique. La répartition spatiale et temporelle des cultures conditionne donc le patron saisonnier de l'érosion hydrique en milieu agricole.

Dans MODÉROSS, l'influence de la végétation sur l'érosion hydrique est estimée par le calcul du facteur de la couverture végétale (C). La détermination du facteur (C) s'effectue selon les types de cultures présentes sur le bassin versant et pour différentes périodes d'activités agricoles. Pour chaque année de la simulation, les cultures des champs sont identifiées et l'ensemble des cultures recensées sur chaque champ pendant la période complète de simulation fournit un <u>système de gestion agricole</u> qui est par la suite codifié. De cette façon, il est possible de repérer les champs qui possèdent une même succession de cultures.

Le modèle d'érosion MODÉROSS permet à l'utilisateur de fixer la date (en jour julien) du début de cinq périodes d'activités agricoles, ou végétales, pour chaque système de gestion agricole. Ces dates incluent obligatoirement les dates du semis, de la récolte et du labour. Les deux autres dates sont laissées à la discrétion de l'utilisateur. À chacune de ces dates, correspond une valeur 'journalière' du facteur (C). La détermination des cinq dates du calendrier des activités agricoles et des valeurs du facteur (C) qui leur sont associées s'effectue à l'extérieur du modèle MODÉROSS. Ces paramètres de gestion agricole constituent des variables d'entrée au modèle d'érosion qui se charge ensuite d'interpoler linéairement les valeurs du facteur C pour les autres journées. Wischmeier et Smith [1978] fournissent des tableaux qui présentent les valeurs 'périodiques' du facteur (C) pour des systèmes de gestion agricole américains. Lagacé [1980b] et Bemard [1990b] suggèrent quelques valeurs du facteur (C) pour différents systèmes de gestion agricole rencontrés au Québec (*cf.* tableaux 5.8 et 5.9).

SUCCESSIONS	1 4 20112	CEMIC	ÉTADI ICCENENT	CROISSANCE	CHA	UME		
DE CULTURES **	LABOUR	RÉCOLTE		RÉCOLTE	(avec résidus)	(sans résidus)		
E/MGS	0,17	0.35	0,19	0.12	0,18	0.40		
F/MG2		0.10	0.10	0.07	0.18	0.40		
F/MG1/MG1	0,39	0.58	0.41	0.22	0.26			
F/ME/MG1	0,67	0.72	0.51	0.24		0,65		
F/MG2/MG2		0.32	0.32	0.13	0,26	0.60		
F/MG1/MG1/MG1	0.52	0.73	0.54	0.29	0.40			
F/MG1/MG1/MG1/MG1	0.52	0.73	0.54	0.29	0.40			
C/MG1/MG1	0.52	0.73	0.54	0.29	0,40			
FMEMEMG1	0,82	0,87	0,60	0,30		0.70		
FIME/ME/MG1	0.82	0.87	0,60	0,30		0.70		
C/ME/MG1	0.82	0.87	0,60	0.30		0,70		
F/MG2/MG2/MG2		0,45	0,45	0,17	0,40			
F/MG2/MG2/MG2/MG2		0,45	0,45	0.17	0,40			
C/MG2/MG2		0.45	0.45	0.17	0.40			
F/CG	0.17	0.35	0.19	0.06	0.03			
ME/CG1	0,60	0,65	0,42	0.06	0.03			
C/CG1	0,60	0.65	0.42	0,06	0.03			
MG/CG2	0.35	0.51	0,34	0.05	0.03			
C/CC2	0,35	0.51	0.34	0.05	0.03			
MEMERGI	0.65	0.70	0.45	0.07	0.04			
C/C/CG1	0.65	0,70	0.45	0.07	0.04			
MG/MG/CG2	0.55	0.70	0.45	0.07	0.04	******		
C/C/CG2	0.55	0.70	0.45	0.07	0.04			
F/CNG	0.17	0.35	0.19	0.11	0.11	0.22		
ME/CNG1	0.60	0.65	0.42	0.11	0,11	0.22		
C/CNG1	0,60	0,65	0,42	0.11	0.11	0.22		
MG/CNG2	0.35	0,51	0.34	0.11	0.11	0.22		
C/CNG2	0.35	0,51	0.34	0.11	0.11	0.22		
ME/ME/CNG1	0.65	0,70	0.45	0.11	0.11	0.22		
C/C/CNG1	0.65	0.70	0.45	0.11	0.11	0.22		
MG/MG/CNG2	0.55	0.70	0,45	0,11	0.11	0,22		
C/C/ONG2	0.55	0,70	0,45	0,11	0,11	0.22		
F/F	0.17	0.35	0,19	0,06	0.03			
ME/F1	0.60	0,65	0.42	0.06	0.03			
C/F1	0,60	0,65	0,42	0,06	0,03			
MG/F2	0,35	0,51	0,34	0,05	0.03			
C/F2	0.35	0,51	0.34	0,05	0,03			
ME/ME/F1	0.65	0,70	0,45	0,07	0.04			
C/C/F1	0,65	0.70	0.45	0.07	0.04			
MG/MG/F2	0.55	0,70	0,45	0.07	0.04			
C/C/F2	0.55	0,70	0,45	0,07	0.04			
C/PT	0.55	0,66	0,60	0.28	0,40	0.70		
C/PT/PT	0,55	0,66	0,60	0.28	0,40	0,70		
PT/PT/PT	0.70	0.76	0.64	0.32	0.40	0.80		

Tableau 5.8 : Tableau des valeurs périodiques du facteur C pour le Québec.

adapté de Lagacé (1980b)

100

** CULTURES : ME = maïs ensilage

MG = maïs grain

MG = mais grain (conventionnelle)MG2 = mais grain (semis direct)F = foin

C = céréales

C = céréales CG = céréales grainées CNG = céréales non grainées CG1 = céréales grainées (paille enlevée) CG2 = céréales grainées (paille laissée) CNG1 = céréales non grainées (paille enlevée) CNG2 = céréales non grainées (paille laissée)

F1 = foin (paille enlevée) F2 = foin (paille laissée) PT = pomme de terre

107

108 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

					AUT.	-CHIS	iel/I	bisqu	ES -P	RINT.		*	BIL	LON		NO -	TILL	
ROTATION	CHAI	KRUE				<u>.</u>		- % de	résid	us res	tant a	près l	e sem	el	*:::::			
	AUT.	PRINT.	10	20	30	40	50	10	20	30	40	50	Р	СР	30	50	70	90
		CI	JLTU	RE DE	MAĬS	: % D	e L'éf	ROSIO	N SAN	IS CO	UVER	rVég	ÉTAL					
GGGP	45	38	32	26	21	18	15	27	22	18	15	12	14	12	18	11	7	3
GGP	43	32	-		15	13	11	-	-	14	11	10	15	13	16	10	6	3
GP	25	18	-		9	8	7			8	6		-	-	9	6	4	2
SSSP	57	52	35	-				36				-	36		35		-	
SSP	54	47	34				-	33				-	33	-	33		-	-
SP	27	21	-	13	11	9			12	11	8	-	-	-	-	7	5	2
GGGP(*)		36	-	-	-		-	-		15	12	10	12	10	19	12	7	3
GGP(*)		32	-	-						14	11	5	11		17	11	6	3
GP(")		18	-				-		-	8	6	5	-		9	6	4	2
SSSP(*)		46	-	-		-	-	36	-	-	-	-	-	-	21	-	-	-
SSP(")		43	-	-			-	35	29	24		-	-		20	-		
		ભાષ	URE	DECÉ	RÊAL	ES : %	DEL	'ÉROS	SION	SANS	COUV	ERT V	ÉGÉT	AL			1	
CGGP	13	12	10	9	8	7	6	9	8	7	6	5	-		7	5	4	3
CGP	11	10	10	9	8	7	6	9	8	7	6	5	-	-	7	5	4	3
CSSP	23	21	-	-			-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-
CSP	20	18			-	-	-	-	-	-			-	-	16	-	-	-
CCCP	14	13	13	12	11	10	9	12	11	10	9	8	-		9	6	4	2
CCP	12	11	11	10	9	9	8	10	9	9	8	7	-	-	8	5	3	2
CP	9	7	8	7	6	5	-	6	5	4	4		-				-	2
C(**) CCP	14		12	10	9	8	7	-	-	-	-	-	-		7	5	3	2
C(**) CP	12		8	7	6	5	4		-	-	-	-		-	6	4	3	2
C(***) P	7				6	5	5				-			-			_	2

Tableau 5.9 : Va	leurs du f	acteur C	pour les	cultures of	de maïs e	t de c	éréales a	au Québec.
------------------	------------	----------	----------	-------------	-----------	--------	-----------	------------

adapté de Bernard (1990b)

CULTURES : G = maïs grain, C = petits grains, S = maïs ensilage, P = prairie

(*) semis d'une plante couverture après la récolte de maïs

(**) céréales d'hiver

Une alternative à l'utilisation des tableaux 5.8 et 5.9 consiste à calculer la valeur journalière du facteur (C) pour chacune des cinq dates (jours juliens) à l'aide de relations empiriques impliquant les caractéristiques physiques des plantes et des résidus au sol. L'effet combiné de la couverture foliaire et des résidus au sol sur l'érosion hydrique peut s'exprimer par la relation :

$$C_{pn} = CC_{pn} CR_{pn}$$
(5.38)

où

 C_{pn} = facteur de la végétation pour la plante (p) au début de la n^{ième} période CC_{pn} = facteur de la couverture foliaire pour la plante (p) au début de la n^{ième} période CR_{pn} = facteur de la couverture de résidus pour la plante (p) au début de la n^{ième} période

Pour la période de l'année allant de l'émergence à la récolte (*i.e.* croissance des plantes), il est possible d'estimer l'effet protecteur du feuillage d'une plante sur l'érosion hydrique en calculant la valeur journalière du facteur (CC_{pn}) à l'aide d'une relation proposée par Wischmeier et Smith [1978] dans USLE et reprise par Yoder *et al.* [1997] dans RUSLE :

$$CC_{pn} = 1 - F_{pn} e^{-0.34 H_{pn}}$$
 (5.39)

où

 CC_{pn} = facteur de la couverture foliaire pour la plante (p) au début de la n^{ième} période F_{pn} = fraction du sol couvert par le feuillage de la plante (p) au début de la n^{ième} période H_{pn} = hauteur effective de la plante (p) au début de la n^{ième} période (mètres)

Le facteur de la couverture foliaire (CC_{pn}) exprime l'efficacité du feuillage des plantes à réduire l'énergie cinétique des gouttes de pluie. Son évaluation suppose que la fraction des précipitations interceptées par la plante est égale à la fraction du sol protégée par son feuillage et que les gouttes d'eau interceptées quittent le feuillage d'une hauteur effective (H_{pn}) avec un diamètre moyen de 2,5 mm [Yoder *et al.* 1997]. La figure 5.9 illustre de quelle façon la hauteur (H_{pn}) et la fraction du sol sous le feuillage (F_{pn}) influencent le facteur de la couverture foliaire (CC_{pn}).



110	Approche	aéomatique	pour simuler	l'érosion	hydrique	et le transport d	es séc	liments	;

Pour la période de l'année allant de la récolte au labour, (*i.e.* résidus au sol), il est possible d'estimer l'effet protecteur des résidus sur l'érosion hydrique en calculant la valeur journalière du facteur (CR_{pn}) à l'aide des relations présentées par Laflen *et al.* [1985] et reprises par Yoder *et al.* [1997] dans RUSLE. Ces relations font intervenir la rugosité du sol et la masse sèche de résidus laissée au sol par les opérations agricoles :

$$CR_{pn} = e^{\left(-3,5 RS_{pn}\right) \left(\frac{6}{RU}\right)^{0.08}}$$
 (5.40)

$$RS_{pn} = 1 - e^{-\alpha MR_{pn}}$$
(5.41)

où

 CR_{pn} = facteur de la couverture de résidus pour la plante (p) au début de la n^{ième} période RS_{pn} = fraction de la couverture de résidus pour la plante (p)au début de la n^{ième} période RU = rugosité de surface associée aux opérations agricoles (mm)

 MR_{pn} = masse sèche de résidus pour la plante (p)au début de la n^{ième} période (kg / ha) α = rapport [superficie / masse] d'un résidu de la plante (p) (ha / kg)

Le tableau 5.10 donne les pourcentages de résidus laissés au sol et les valeurs minimales de rugosité du sol pour différentes opérations agricoles alors que le tableau 5.11 fournit, pour différentes plantes, des approximations sur les masses de résidus laissées lors des récoltes ainsi que pour des taux de recouvrement au sol de 30 %, 60% et 90% (équation 5.41). Les machines agricoles traditionnelles telles que la charrue à versoirs *(molboard plow)* et l'herse à disques déportées (*large offset disk*) produisent une rugosité de surface élevée et peu de résidus au sol, ce qui favorise l'apparition de l'érosion hydrique. Les cultures de maïs et de céréales produisent, en général, une bonne masse de résidus au sol comparativement aux cultures légumineuses. Cette situation est particulièrement critique lors de la récolte (*i.e.* recouvrement de 90%) où la biomasse de plantes légumineuses est entièrement enlevée du sol et n'offre plus de protection végétale contre l'attaque des précipitations et du ruissellement. Sloneker et Moldenhauer [1977], Hartwig et Laflen [1978], Laflen *et al.* [1981], Morrison et Chichester [1991] et Corak *et al.* [1993] présentent des techniques pour mesurer les quantités de résidus laissés au sol.

112 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

OPÉRATIONS AGRICOLES	RUGOSITÉ DE SURFACE (mm) #	% DE RÉSIDUS AU SOL ##
Herse à disques déportées	53,1	35
(large offset disk)		
Charrue à versoirs	29,7	5
(molboard plow)		
Scarificateur lourd	22,4	45 - 70
(chisel plow)		
Herse à disques	19,5	30 - 50
(disk)		
Herse à ressorts ou vibroculteur	17,0	75
(field cultivator)		
Sarcleur	17,0	80
(row cultivator)		
Semoir	11,4	85 - 90
(planter)		

Tableau 5.10 : Caractéristiques des opérations agricoles.

Lafien et al. (1985) ## Yoder et al. (1997)

Tableau 5.11 : Caractéristiques des plantes.

		RÉSIDUS (kg / ha)						
PLANTES			pourcentage d	e recouvrement				
	α	à la récolte	30%	60%	90%			
Luzerne	0,00049	505	729	1850	4597			
Asperge	0,00053	1682	701	1682	3364			
Orge	0,00067	6458	606	1211	1817			
Brocoli	0,00015	2131	2803	5606	0			
Chou	0,00015	2915	2803	5606	0			
Carotte	0,00021	673	1682	4261	0			
Maïs, Ensilage	0,00034	583	1066	2691	6783			
Maïs, Grain	0,00034	6727	1066	2691	6783			
Concombre	0,00024	1688	1682	3364	0			
Native Cover	0,0005	13453	718	1850	4597			
Avoine	0,00095	4477	377	953	2411			
Pomme de terre	0,0002	2803	1794	4653	0			
Radis	0,00042	785	841	2243	0			
Trèfle rouge	0,0005	449	718	1850	4597			
Betterave	0,00021	654	1682	4260	0			
Sorghum, Grain	0,0003	4081	1178	3027	7568			
Sorghum, Silage	0,0003	561	1178	3027	7568			
Soya	0,00052	3532	673	1794	0			
Foin	0,0005	841	718	1850	4597			
Tomate	0,0003	2243	1178	3027	7568			
Blé	0,00053	3364	673	1738	4317			

Source : SWCS (1995)

La figure 5.10 montre la variation du facteur (CR_{pn}) en fonction de la rugosité de surface (RU) et de la fraction du sol couvert par les résidus (RS_{pn}). L'influence de la rugosité du sol est négligeable comparativement à celle de la couverture de résidus. Pour une rugosité de 30 mm, la valeur du facteur (CR_{pn}) atteint 0,735 avec une couverture de résidus de 10% alors qu'elle n'est que de 0,063 lorsque la couverture de résidus augmente à 90%. La présence de résidus au sol s'avère alors être très efficace pour contrer l'érosion hydrique.

Les fractions du sol couvertes par le feuillage (F_{pn}) et les résidus (RS_{pn}) peuvent être déterminées à l'aide d'indices de végétation calculés à partir des données de réflectance d'images satellitaires. Puisqu'environ 90% de l'information spectrale d'un couvert végétal est contenue dans les bandes rouge (ρ_r) et le proche infrarouge (ρ_{pir}), celles-ci ont servi pour définir les indices de végétation [Guyot 1996]. Le plus connu de ces indices est le NDVI (*Normalized Difference Index*, Tucker 1977), mais il en existe plusieurs autres (ex: AVI, SAVI, MSAVI, PVI, TSAVI). Bannari *et al.* [1995] et Bonn et Escadafal [1996] présentent ces indices et en précisent les conditions et les limites d'application. L'indice NDVI se définit par :

$$NDVI = \frac{\rho_{pir} - \rho_r}{\rho_{pir} + \rho_r}$$
(5.42)

Des indices de végétation ont été utilisés par Cyr *et al.* [1995] afin d'estimer le taux de recouvrement des cultures pour une modélisation de l'érosion hydrique. Cependant, les indices de végétation qui s'appuient sur l'activité photosynthétique des plantes n'ont pas été conçus pour détecter la présence de la végétation sénescente (ex: résidus de culture). À ce sujet, McNairn et Protz [1993] ont constaté que le moyen infrarouge (ρ_{mir}) était sensible à la présence des résidus de maïs au sol. Biard *et al.* [1995] ont par ailleurs conçu l'indice de résidus SACRI (*Soil Adjusted Corn Residue Index*) qui se définit par :

$$SACRI = \frac{\alpha \left(\rho_{pir} - \alpha \rho_{mir} - \beta\right)}{\left(\rho_{mir} + \alpha \rho_{pir} - \alpha\beta\right)}$$
(5.43)

où

 α = pente de la droite des sols nus dans le plan (mir/pir)

 β = ordonnée à l'origine de la droite des sols nus dans le plan (mir/pir)



114 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Les indices NDVI et SACRI obtenus par l'analyse spectrale des données de télédétection peuvent être intégrés à un système d'information géographique afin de cartographier, à l'échelle d'un bassin versant, les superficies couvertes par la végétation et les résidus de cultures. Le SIG IDRISI contient les commandes nécessaires pour traiter les images satellitaires et calculer la plupart des indices de végétation (commande VEGINDEX).

Selon la superficie des champs présents sur chacun des éléments de calcul du bassin versant, le SIG IDRISI identifie le système de gestion agricole <u>dominant</u> (SG_i). La détermination des valeurs journalières de (F_{pn}), (H_{pn}), (MR_{pn}) et (C_{pn}) s'effectuent à l'extérieur de MODÉROSS pour les dates (JD) correspondant au début de chacune des 5 périodes 'végétales' choisies par l'utilisateur et pour chacune des cultures impliquées dans les systèmes de gestion agricole dominants du bassin versant. Le modèle MODÉROSS effectue la rotation annuelle des cultures pendant la période de simulation et associe les valeurs (C_{pn}) correspondantes. MODÉROSS évalue ensuite, pour les autres jours de l'année, les valeurs du facteur (C) sur chaque élément de calcul (i), en ayant recours à une interpolation linéaire entre les valeurs (C_{pn}):

$$C_{jl} = C_{pn} + (C_{p(n+1)} - C_{pn}) * FPOS$$
 (5.44)

$$FPOS = \frac{(JO - JD_n)}{(JD_{(n+1)} - JD_n)}$$
(5.45)

où

 C_{ji} = valeur du facteur C pour la plante (p) sur l'élément (i) au jour (j) C_{pn} = facteur de la végétation pour la plante (p) au début de la n^{ième} période n = période 'végétale' (1 à 5) JO = jour julien à évaluer (1 à 365 ou 366) JD_n = jour julien du début de la n^{ième} période

Ainsi, pour chaque jour de la simulation, il existe une valeur (C_{ji}) propre au système de gestion agricole dominant sur chacun des éléments de calcul du bassin versant.

5.2.1.5 Le facteur du contrôle de l'érosion (P)

La position, la forme et la tenure des champs agricoles influencent aussi l'intensité de l'érosion hydrique [Boiffin *et al.* 1988; Bonnamour 1992; Papy 1992; Auzet *et al.* 1995; Souchere *et al.* 1998]. Les champs cultivés en suivant le contour du terrain sont moins susceptibles à l'érosion hydrique que ceux cultivés en ligne droite, dans le sens de la pente. Le tableau 5.12 indique de quelle façon le modèle MODÉROSS considère l'effet combiné des pratiques agricoles et des inclinaisons de pentes sur la valeur du facteur (P). Seules les pratiques de labours dans le sens de la pente et en travers de la pente sont considérées dans la version actuelle de MODÉROSS.

	CLASSE DE PENTE (degré)							
PRATIQUES AGRICOLES	< 1	< 4	< 7	2.7				
labours dans le sens de la pente	1	1	1	1				
labours en travers de la pente	0,75	0,80	0,90	1				
labour selon le contour des pentes	0,5	0,6	0,80	1				
cultures en bandes atternées en travers de la pente	0,37	0,45	0,6	1				
cultures en bandes alternées selon le contour	0,25	0,30	0,4	1				

Tableau 5.12 : Facteur du contrôle de l'érosion (P)

adapté de Bernard (1990b)

La détermination du type d'intervention s'effectue également selon le système de gestion agricole dominant sur chacun des éléments de calcul du bassin versant. Le type d'intervention est codifié et constitue une variable d'entrée au modèle d'érosion MODÉROSS. Le modèle affecte à chacun des éléments de calcul, la valeur du facteur (P) associée à la classe de pente. Les facteurs C et P sont particulièrement utiles pour l'élaboration de scénarios agricoles susceptibles d'influencer l'érosion hydrique des sols. Ces scénarios portent essentiellement sur les systèmes de gestion agricole et sur le calendrier des activités agricoles. Les paramètres que l'utilisateur peut modifier sont les dates des pratiques culturales, la protection des cultures, le type de rotation et l'occupation du sol. L'affectation de différentes valeurs aux facteurs C et P permet de générer des scénarios agricoles qui aideront les gestionnaires à identifier et à délimiter les zones d'érosion où il sera éventuellement possible de réduire et de contrôler la pollution diffuse à partir de meilleures pratiques de gestion agricole (*Best Management Practice*).

5.2.2 Production des sédiments au sol et en rivière

5.2.2.1 Production de sédiments au sol

La routine d'érosion hydrique des sols consiste donc à découper le bassin versant en plusieurs éléments de calcul (i) et à estimer l'érosion (A) à chaque jour (j) sur ces éléments à l'aide des facteurs présentés précédemment, soient :

$$A_{jj} = R_{jj} K_{jj} LS_{jj} C_{jj} P_{jj}$$
(5.46)

La quantité de sédiments érodés produite quotidiennement sur chaque élément de calcul du bassin versant, sera donnée par :

$$P_{sji} = A_{ji} S_i$$
 (5.47)

où

P_{sji} = masse journalière de sédiment produite au sol sur l'élément i (t / jour)

 A_{μ} = taux d'érosion spécifique journalier au sol pour l'élément i (t / ha / jour)

S₁ = superficie de l'élément i (ha)

5.2.2.2 La capacité de transport

La masse de sédiments (P_{sji}) représente la quantité de sol produite par l'érosion au sol. Toutefois, la proportion de sédiments susceptibles d'être transportés vers l'aval dépend des caractéristiques de l'écoulement de surface et des matériaux érodés. Lorsque la quantité de sédiments disponibles pour le transport excède un certain seuil, (*i.e.* la capacité de transport de l'écoulement), il y aura sédimentation d'une partie du matériel transporté (*cf.* figure 5.2). La capacité de transport est une composante importante des modèles hydrologiques qui simulent la migration des sédiments vers l'aval des bassins versants [Foster et Meyer 1972; Alonso *et al.* 1981; Julien et Simons 1985; Moore et Burch 1986; Govers 1990; Everaert 1991; Guy *et al.* 1992]. Le modèle MODÉROSS compare la capacité de transport de l'écoulement de surface et la quantité de sédiments produite au sol afin de déterminer s'il y aura, favorablement, transport ou sédimentation du matériel érodé. Foster et Meyer [1972] et Finkner *et al.* [1989] proposent une façon simple d'évaluer la capacité de transport à partir d'une modification de l'équation de transport de Yalin [Yalin 1963]. Leur proposition repose sur le concept de la force de cisaillement (*shear stress*) exercée par l'écoulement de surface sur les matériaux du sol. La capacité de transport est donnée par :

$$T_{eii} = (K_{t}) (T_{eii})^{1,5}$$
(5.48)

$$\tau_{sii} = \rho_w g L_{ii} S_i \tag{5.49}$$

où

 $\begin{aligned} \mathcal{T}_{sji} &= \text{capacité de transport au sol sur l'élément i } (kg / m s) \\ \mathcal{K}_t &= \text{coefficient de transport (à calibrer) } (m^{0.5} s^2 / kg^{0.5}) \\ \mathcal{T}_{sji} &= \text{force de cisaillement journalière au sol sur l'élément i } (N / m^2) \\ \mathcal{\rho}_w &= \text{densité de l'eau } (kg / m^3) [999,1 kg / m^3 à 15 °C] \\ \mathcal{g} &= \text{accélération gravitationnelle } (9,8 m / s^2) \\ \mathcal{L}_{ji} &= \text{lame d'eau journalière sur l'élément i } (m) = [H_{ji} / 1000] \\ \mathcal{H}_{ji} &= \text{lame d'eau journalière sur l'élément i } (mm) \\ \mathcal{S}_i &= \text{pente sur l'élément i } (m / m) \approx [\text{tang } (\Theta_i)] \end{aligned}$

Donc, sur chaque élément (i) et pour chaque jour (j), la capacité de transport sera :

$$T_{sji} = K_t \left[\rho_w g \left(\frac{Q_{ji}}{1000} \right) * tan \theta_i \right]^{1,5}$$
 (5.50)

La valeur du coefficient (K_t) varie en fonction de la texture du sol et de la force de cisaillement exercée par l'écoulement de surface [Finkner *et al.* 1989 ; Sharma *et al.* 1996]. La figure 5.11 illustre la relation entre la capacité de transport (T_{sji}), la hauteur de la lame d'eau (H_{ji}) et la pente au sol (Θ_i) pour différentes valeurs du coefficient de transport (K_t). Pour un coefficient (K_t) de 0,15 et une pente de 5%, la valeur de (T_{ji}) passe de 0,292 kg/m/s à 0,827 kg/m/s lorsque la lame d'eau croît de 6 mm à 12 mm, soit une augmentation de 0,09 kg/m/s par mm de ruissellement.



119

120 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

La masse de sédiments que l'écoulement est capable de prendre en charge chaque jour est :

$$CT_{sji} = (T_{sji}) (W_{ji}) \frac{(86400 \text{ sec/jour})}{(1000 \text{ kg/tonne})} = (T_{sji}) (W_{ji}) (86,4)$$
 (5.51)

Οù

CT_{si} = capacité de transport journalier au sol sur l'élément i (t / jour)

 T_{sii} = capacité de transport sur l'élément i (kg / m s)

 W_{μ} = largeur de l'écoulement sur l'élément i (m)

La largeur (W_{ji}) correspond à la largeur qu'aurait une <u>rivière 'fictive'</u> sur l'élément (i) si tout le ruissellement était concentré à sa sortie. Cet artifice est utilisé en modélisation hydrologique afin de permettre l'écoulement vers l'aval (ex: ANSWERS, Beasley et Huggins 1991). La largeur (W_{ji}) est calculée à partir d'équations relevant de la géométrie de l'hydraulique fluviale [Ferguson 1986]. Ces équations de base sont :

$$W_{ji} = n \ Q_{mji}^{o}$$
 (5.52) $D_{ji} = p \ Q_{mji}^{r}$ (5.53) $V_{ji} = t \ Q_{mji}^{u}$ (5.54)

où

 Q_{mli} = débit moyen journalier sur l'élément i (m³ / s) W_{ji} = largeur du cours d'eau sur l'élément i (m) D_{ji} = profondeur du cours d'eau sur l'élément i (m) V_{ji} = vitesse du courant sur l'élément i (m / s) n, o, p, r, t, u = coefficients de calibration

Puisque $[(W_{ji}) (D_{ji}) (V_{ji})] = (Q_{mji})$ alors, [(n) (p) (t)] = 1 et [(o) + (r) + (u)] = 1. En ajustant, par calage, les coefficients **n**, **o**, **p** et **r**, on peut déduire les valeurs de **t** et **u**, et par le fait même, la relation entre le débit et la vitesse. La littérature nous donne des valeurs de base quant à ces coefficients (ex: **o** = 0,5; **r** = 0,3; **u** = 0,2). Leclerc et Lapointe [1994] ont étudié la géométrie hydraulique de quelques cours d'eau localisés dans la région des Bois-Francs, au sud du Québec. Ils ont pu déterminer les relations entre le débit moyen annuel (Q_m), la largeur (W) et la profondeur (D) à partir de mesures effectuées à plusieurs endroits le long des cours d'eau.

Ces relations prennent les formes suivantes ;

W = 15,42 $Q_m^{0.51}$ avec (r² = 91,8%) et D = 1,02 $Q_m^{0.28}$ avec (r² = 79,2%)

d'où il est possible de déduire la relation ; $V = 0.064 Q_m^{0.21}$

Les valeurs de o = 0,51, r = 0,28 et u = 0,21 se rapprochent de celles publiées dans la littérature. Ces valeurs de o, p et u peuvent alors servir de point de départ pour leur calibration. Le modèle MODÉROSS suppose que les coefficients n, o, p, r, t et u sont constants le long des cours d'eau pour les petits bassins versants, pendant une même période de simulation.

Selon la quantité de sédiments érodés produite au sol chaque jour (P_{sji}) et la capacité de transport journalière (CT_{sji}) (*cf.* équations 5.47 et 5.51), le modèle MODÉROSS compare ces valeurs et détermine la masse de sédiments (P_{stii}) qui sera transférée vers l'élément récepteur:

où

P_{stji} = masse journalière de sédiments transférée vers l'aval (t / jour)
 Ct_{sji} = capacité de transport journalière au sol sur l'élément i (t / jour)
 P_{sji} = masse journalière de sédiment produite au sol sur l'élément i (t / jour)

La quantité de sédiments retenue sur un élément (i) sera égale à la quantité de sédiments produite au sol (P_{sij}) moins ce qui est admissible pour le transport vers le carreau aval (P_{stji}) :

$$PROSOL_{ji} = (P_{sji} - P_{stil}) PSDS$$
(5.56)

où

PROSOL_{ji} = masse journalière de sédiments retenue sur l'élément i (t / jour)
 P_{sji} = masse journalière de sédiments produite au sol sur l'élément i (t / jour)
 P_{stji} = masse journalière de sédiments transférée vers l'aval (t / jour)
 PSDS = proportion de sédiments disponibles au sol pour le prochain transport (0-1)

5.2.2.3 Production de sédiments en rivière

La production de sédiments en rivière est évaluée exclusivement sur les éléments de calcul où il y a présence d'un cours d'eau à l'aide d'une relation empirique similaire à celle proposée dans le modèle CEQUEAU [Morin *et al.* 1995b], soit :

$$P_{rii} = d (Q_{mii})^{\circ} (S_{ri})^{f} (L_{ri})$$
(5.57)

où

P_{ril} = production journalière de sédiments en rivière sur l'élément i (t / jour)

 Q_{mji} = débit moyen journalier sur l'élément i (m³ / s)

S_n = pente moyenne de la rivière sur l'élément i (m / m)

L_{ri} = longueur du cours d'eau sur l'élément i (m)

d = coefficient de calibration de la production en rivière

e = coefficient de calibration de la puissance du débit en rivière

f = coefficient de calibration de la puissance de la pente en rivière

Les coefficients d, e et f sont supposés constants pour l'ensemble du bassin versant. Afin de tenir compte du comportement différent de l'écoulement en rivière durant la période hivernale (présence possible de glace ou de couverture de neige sur le cours d'eau), le modèle MODÉROSS utilise deux coefficients (d) de production en rivière.

La production totale journalière de sédiments (P_{tji}) est évaluée sur chaque élément (i) par l'addition de la production au sol (P_{stji}) et en rivière (P_{rji}), soit ; $P_{tji} = P_{stji} + P_{rjij}$. Cette quantité de sédiments (en tonne) correspond à la masse totale de sédiments en suspension disponible pour le transport en rivière.

Rendu à cette étape de la simulation, il est possible d'obtenir, à l'échelle journalière et pour chaque élément de calcul (i), des résultats intermédiaires concernant différentes variables d'érosion calculées par le modèle MODÉROSS, telles que les facteurs R_{ji} , K_{ji} et C_{ji} , les capacités de transport (CT_{sji}), les quantités de sédiments produits au sol (P_{stji}) et en rivière (P_{rji}), ainsi que la production totale de sédiment (P_{tji}). Ces résultats intermédiaires peuvent être portées en graphique afin d'en étudier l'évolution temporelle ou être intégrés au système d'information géographique afin d'en étudier la distribution spatiale.

5.2.2.4 Le transport des sédiments en rivière

Le transport des sédiments vers l'aval du bassin versant est géré par la vitesse d'écoulement et le phénomène d'érosion/sédimentation. La vitesse détermine le transfert des solides en suspension jusqu'à l'exutoire du bassin versant alors que l'érosion/sédimentation fait intervenir les notions de sédimentation et de resuspension. La sédimentation et la prise en charge des sédiments sont liées à la vitesse journalière du courant d'eau (V_{ji}). Cette vitesse est évaluée à l'aide de la théorie de la géométrie hydraulique fluviale qui met en relation la forme du profil en travers d'un cours d'eau et son débit. L'équation 5.54 est utilisée pour déterminer la vitesse d'écoulement de l'eau, sur une base journalière, à la sortie de chacun des éléments.

Afin de rendre plus réaliste le triage des particules transportées en rivière et à des fins d'analyse de qualité de l'eau, la production totale de sédiments obtenue précédemment (P_{tji}) peut être distribuée en différentes classes granulométriques. Le modèle MODÉROSS utilise une subdivision granulométrique en 4 classes de sédiments. Les paramètres de calibration [DIAM1] à [DIAM4] fixent les limites supérieures du diamètre de ces classes alors que les paramètres de calibration [POSS1] à [POSS4] en fixent les proportions. La valeur de ces paramètres est laissée au choix de l'utilisateur, selon ses besoins spécifiques et les données disponibles.

Par exemple :

DIAM 1 = 0,05 mm (argile et limon) et POSS1 = 35%DIAM 2 = 0,25 mm (sable fin) et POSS2 = 25%DIAM 3 = 0,50 mm (sable moyen) et POSS3 = 25%DIAM 4 = 2,00 mm (sable grossier) et POSS4 = 15%

La fraction de la masse totale de sédiments en rivière (P_{tji}) associée à chacune de ces classes est estimée lors de la calibration de MODÉROSS par l'ajustement des paramètres [SED1] à [SED4]. D'une part, il est supposé que les sédiments de la classe 1, regroupant les argiles et les limons (< 0,05 mm), demeure toujours en suspension (*i.e. wash load*) puisque la vitesse du courant ne permet que rarement leur sédimentation. D'autre part, un diamètre de 2 mm a été fixé arbitrairement comme taille maximum des sédiments pouvant être transportés en suspension. Ces limites peuvent toutefois être modifiées selon les caractéristiques sédimentologiques du bassin versant à étudier. Étant donné l'utilisation discriminante de classes granulométriques, le diamètre et la vitesse de chute des sédiments (*settling velocity*) figurent comme des paramètres importants dans la dynamique du transport en rivière. À partir des lois de la sédimentation en milieu aqueux, Bhargava et Rajagopal [1992] ont proposé une relation empirique qui permet d'estimer cette vitesse de chute pour des particules de différentes tailles. La relation qu'ils présentent tient compte du diamètre des particules en suspension (0,01 à 10 mm), de leur densité (1,001 à 2,65) et de la viscosité de l'eau (m² / s) pour des températures allant de 5 à 40°C. Cette relation prend la forme suivante ;

$$ln(vc_{p}) = -54,6322 + 40,4532 [ln(-ln d_{p})] - 0,3367 [ln(ln sg_{p})] + 8,2673 [ln(-ln v_{w})] + 12,5788 [ln(-ln d_{p})]^{2} (5.58) + 0,6165 [ln(-ln d_{p})] [ln(ln sg_{p})]$$

où

 vc_p = vitesse de chute des particules de diamètre d_p (m / s) d_p = diamètre des particules en suspension (m) sg_p = densité spécifique des sédiments en suspension v_w = viscosité cinématique de l'eau (m² / s)

L'expression de cette relation se simplifie en supposant constantes les valeurs de sg_p (2,65) et de v_w (1,139 X 10⁻⁶ m² / s), pour une température de l'eau à 15°C.

En posant : X = In(-In d_p)

$$ln (vc_p) = -54,6322 + 40,4532 [X] + 0,0087 + 21,6297 - 12,5788 [X]^2 - 0,0159 [X]$$
(5.59)

alors la vitesse de chute d'une particule de diamètre (d_p) devient :

$$vc_n = exp[-32,9938 + X(40,4373 - 12,5788 X)]$$
 (5.60)

L'équation 5.60 fournit un estimé de la vitesse de chute des particules en fonction du diamètre limite des classes granulométriques ($d_p = DIAM$) pour des sédiments ayant une densité de 2,65 dans une eau à 15°C. Une vitesse d'écoulement d'au moins 0,0017 m/s est nécessaire pour permettre le transport des particules $\leq 0,05$ mm (classe 1) alors qu'une vitesse inférieure à 0,3324 m/s provoquera la sédimentation des particules ≥ 2 mm. Le choix des diamètres DIAM1 à DIAM4 est donc important pour le transport en rivière.

À chaque étape du transfert journalier, défini dans CEQUEAU par le paramètre [NPJO], un bilan des quantités de sédiments déposés et transportés est effectué sur chaque élément de calcul en rivière et pour chacune des trois dernières classes de sédiments, la première classe demeurant toujours en suspension. Le nombre de transferts par jour [NPJO] est obtenu en divisant le nombre de carreaux associés au chemin le plus long [MARR(3)] entre l'amont du bassin versant et son exutoire par le temps de concentration (en jour) du bassin versant [ZN] soit; MARR(3)/ ZN. Le temps moyen que prennent les sédiments pour traverser un carreau est donné par le rapport ZN/ MARR(3). Les carreaux en rivière situés près de l'exutoire du bassin versant contribuent alors davantage à l'apport sédimentaire journalier que ceux situés à l'amont.

Pour limiter l'érosion hydrique qui pourrait se produire lors d'un seul transfert journalier, le modèle MODÉROSS a recours à des paramètres d'amortissement (P1 à P4) tels que présentés dans la version originale des solides en suspension de CEQUEAU [Morin *et al.* 1995b]. Les paramètres de calibration [P1] à [P4] jouent un rôle similaire à celui de la capacité de transport au sol en limitant la quantité de sédiments transportés vers l'aval. Si la vitesse du courant en rivière (V_r) est inférieure à la vitesse de chute correspondant au diamètre maximum d'une classe granulométrique donnée (vc_p), le modèle d'érosion MODÉROSS calcule pour cette classe, un coefficient d'amortissement [Pp] qui tient compte de la fraction des sédiments non-entrainée par le courant. Un facteur d'amortissement non-modifié [POSSTR] est utilisé pour les classes granulométriques inférieures, sauf pour la première classe (classe 1 en suspension) qui conserve toujours un facteur d'amortissement de 1,0.

Selon le diamètre maximum des classes de sédiments choisies par l'utilisateur [DIAM1 à DIAM4] et leurs vitesses de chutes respectives [vc_1 à vc_4], les coefficients d'amortissement [P1 à P4] seront déterminés par :

10

-

$$PT = T_{0}$$

$$P2 = POSSTR \left[\frac{(V_{r1} - vc_{1})}{(vc_{2} - vc_{1})} \right]$$

$$P3 = POSSTR \left[\frac{(V_{r1} - vc_{2})}{(vc_{3} - vc_{2})} \right]$$

$$P4 = POSSTR \left[\frac{(V_{r1} - vc_{3})}{(vc_{4} - vc_{3})} \right]$$
(5.61)

où

- *Pp* = paramètre d'amortissement pour la classe granulométrique "p" modifié en fonction de la vitesse de chute des particules
- POSSTR = paramètre d'amortissement de l'érosion en rivière ou proportion maximale de sédiments en suspension des classes granulométrique 2, 3 et 4 exportée au carreau aval pendant un transfert
- V_n = vitesse du courant d'eau en rivière sur l'élément (m / s)
- vc_p = vitesse de chute correspondant au diamètre maximum de la classe granulométrique "p" (m / s)

Le paramètre d'amortissement [POSSTR] demande à être calibré au début de la simulation.

5.2.3 Calcul de la concentration des solides en suspension

Suite aux transferts des sédiments d'un carreau à l'autre vers l'aval du bassin versant, le modèle MODÉROSS effectue le calcul des masses journalières de solides en suspension (SSCAL_{ji}) sur chaque élément, au sol et en rivière. Pour un carreau occupé uniquement par le sol, la masse journalière de sédiments transférée vers l'aval (P_{stji}) devient la masse totale de solides en suspension (SSCAL_{ji}) sur ce carreau. La masse totale de sédiments évacués à la sortie d'un carreau en rivière est calculée par la somme des contributions de chacune des classes granulométriques, soit :

$$SSCAL_{ji} = \sum_{n=1}^{NPJO} \sum_{p=1}^{4} [(SSCAL_p)_n]_i$$
(5.62)

où

SSCAL_{ji} = masse totale de solides en suspension à la sortie de l'élément (i) (tonne)
[(SSCAL_p) _n] _i = masse de solides en suspension à la sortie de l'élément (i) lors du n^{ième} transfert des sédiment de classe (p) (tonne)

NPJO = nombre de transfert par jour

Les quantités de solides en suspension des carreaux situés en amont sont additionnées au stock du carreau en aval et ainsi de suite jusque vers l'exutoire du bassin versant. Cette masse de sédiments constitue la charge solide journalière (tonnes/jour) évacuée par le bassin versant.

La concentration journalière de solides en suspension (en mg/l) sur un élément de calcul est obtenue en divisant la masse journalière de solides en suspension (SSCAL_{ji}) par le volume journalier d'eau sortant de cet élément (SORPAR_{ii}), soit :

$$SSJO_{ji} = \left[\frac{(SSCAL_{ji})}{(SORPAR_{ji})} \right] (10^{6})$$
 (5.63)

où

SSJO_{ji} = concentration journalière de solides en suspension à la sortie de l'élément (i) (mg / l)
 SSCAL_{ji} = masse totale de solides en suspension à la sortie de l'élément (i) (tonne)

SORPAR_{ji} = volume d'eau journalier à la sortie de l'élément (i) (m³)

Comme résultat final, MODÉROSS donne la masse et la concentration journalière de solides en suspension pour chaque élément de calcul du bassin versant. Ces valeurs, calculées sur l'élément situé à l'embouchure du cours d'eau principal, deviennent représentatives de l'hydro-sédimentologie du bassin versant et fournissent un indice de l'érosion hydrique qui y sévit.

5.3 Paramètres et constantes de MODÉROSS

Le tableau 5.13 présente la liste des paramètres et constantes du modèle MODÉROSS. Certains de ceux-ci peuvent être déterminés par essais et erreurs lors du calage (ex: EXPRP) alors que d'autres peuvent être déterminés à l'aide des caractéristiques climatiques, hydrographiques et physiographiques du bassin versant étudié (ex: DIAM1). La durée de la période sans gel (PERSG) et les jours du début des périodes froides et chaudes doivent être précisés au commencement des simulations.

Les paramètres et constantes du modèle MODÉROSS se divisent en deux groupes. Ceux appartenant à l'érosion et au transport des sédiments au sol sont au nombre de 14 alors que ceux appartenant à l'érosion et au transport des sédiments en rivière sont au nombre de 18. Au sol, les paramètres et constantes servent à simuler les processus d'érosion pluviale, d'érosion par ruissellement et de capacité de transport tandis qu'en rivière, ils servent à simuler l'érosion fluviale et le transport des sédiments par tranches granulométriques. La plupart des paramètres d'érosion et de transport en rivière peuvent être déterminés à l'aide des caractéristiques climatiques, hydrographiques et physiographiques du bassin versant.

Certains paramètres, tels que FARP1 et FARP2, peuvent être déterminés au début de la simulation et être ajustés par la suite afin d'augmenter les performances de prédiction du modèle. Les paramètres POSS1 à POSS4, qui indiquent les proportions des sédiments en rivière appartenant aux classes granulométriques DIAM1 à DIAM4, sont déterminés à partir de l'analyse granulométrique des sédiments transportés en suspension. Cependant, compte tenu des coûts élevés associés à ce type d'analyse (déplacement, échantillonnage, laboratoire), il devient préférable de recourrir à la littérature pour fixer les valeurs de ces paramètres au début de la simulation. Il est également possible d'ajuster ces paramètres, si nécessaire.

Au total, la simulation des débits, de l'érosion hydrique et du transport des solides en suspension nécessite la détermination de 68 paramètres, dont 35 pour le modèle MODÉROSS et 33 pour le modèle CEQUEAU (*cf.* tableau 4.1). Une analyse de sensibilité (*cf.* section 7.3) déterminera les paramètres les plus importants et précisera sur lesquels doivent être portés les efforts de calage.
	Déterminé par essai et erreur (calage)							
		Déterminé à l'aide des caractéristiques hydrologiques, climatiques et physiographiques						
Paramètres			Description					
Paramètres d'érosion et de transport au sol								
FARP1	0		coefficient (saison froide) pour la relation érosivité-précipitation					
FARP2	0		coefficient (saison chaude) pour la relation érosivité-précipitation					
EXPRP			exposant pour la relation érosivité-précipitation					
ERAN			érosivité annuelle movenne					
PERSG			durée de la période sans del au sol					
DSC			iour du début de la saison froide					
DSF			jour du début de la saison chaude					
HRUISS	•		hauteur minimum de ruissellement nécessaire pour produire l'érosivité					
HPUIE	•		hauteur minimum de pluie nécessaire pour produire l'érosivité					
COEFAM			coefficient pour la facteur d'amortissement de l'érosivité					
FCTS			coefficient pour la capacité de transport du ruissellement					
PSDS	•		proportion de sédiments disponibles au sol					
COEFOPT	0	•	coefficient pour le calcul du ruissellement de pointe					
EXPOPT	0	•	exposant pour le calcul du ruissellement de pointe					
		-	Paramètres d'érosion et de transport en rivière					
COEFLAR	0	•	coefficient pour le calcul de la relation débit-largeur					
EXPLAR	0		exposant pour le calcul de la relation débit-largeur					
COEFPRO	0		coefficient pour le calcul de la relation débit-profondeur					
EXPPRO	0		exposant pour le calcul de la relation débit-profondeur					
DIAM1		٠	limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 1					
DIAM2	_		limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 2					
DIAM3			limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 3					
DIAM4	_		limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 4					
FPUSS1			exposant du débit pour le calcul de la production de sédiments en rivière					
FPUSS2			exposant de la pente pour le calcul de la production de sédiments en rivière					
FSSRIV1			coefficient (saison froide) pour la production de sédiments en rivière					
FSSRIV2			coefficient (saison chaude) pour la production de sédiments en rivière					
POSS1	0		proportion des sédiments en rivière inférieure à DIAM1					
POSS2	0		proportion des sédiments en rivière entre DIAM1 et DIAM2					
POSS3	0	•	proportion des sédiments en rivière entre DIAM2 et DIAM3					
POSS4	0	•	proportion des sédiments en rivière entre DIAM3 et DIAM4					
POSSTR			proportion maximale des sédiments de classes 2.3 et 4 en rivière exportée lors d'un tranfert					
SED1	-		quantité de sédiments de classe 1 en rivière au premier jour de simulation					
SED2		•	quantité de sédiments de classe 2 en rivière au premier jour de simulation					
SED3			quantité de sédiments de classe 3 en rivière au premier jour de simulation					
SED4			quantité de sédiments de classe 4 en rivière au premier jour de simulation					

Tableau 5.13 : Paramètres et constantes du modèle MODÉROSS.

17

O déterminés en début de simulation et/ou calibrés si nécessaire

71



6.1 Intégration du modèle MODÉROSS au modèle hydrologique CEQUEAU

Le modèle MODÉROSS a été traduit en langage de programmation FORTRAN Watcom 77/386, version 11 [Powersoft 1996] et introduit comme sous-routine de qualité des eaux à la version 2.0 pour DOS du modèle hydrologique CEQUEAU [Morin et al. 1995a]. Ce couplage s'est effectué en respectant la structure et la "philosophie" originale de programmation de CEQUEAU. Le progiciel qui résulte de cette union porte le nom de CEQÉROSS (CEQUEAU/MODÉROSS). CEQÉROSS permet de simuler, en continu, l'écoulement de l'eau, l'érosion hydrique et le transport des solides en suspension à l'échelle des bassins versants grâce à une segmentation spatiale basée sur les caractéristiques physiographiques, hydrologiques, pédologiques et d'occupation du territoire. Il tient compte des conditions en milieu nordique et s'accommode de modifications éventuelles dans l'utilisation du territoire, particulièrement en milieu agricole. Puisque CEQÉROSS considère la variation spatiale des caractéristiques d'un bassin versant, il permet de suivre, dans le temps et l'espace, les débits, les concentrations et les charges de solides en suspension à différents endroits d'un bassin versant agricole, ce qui rend possible l'identification des secteurs les plus touchés par les problèmes d'érosion et de sédimentation. Conséquemment, CEQÉROSS devient l'un des rares systèmes informatiques à combiner un modèle d'érosion/sédimentation et un modèle de transport en rivière. De plus, la possibilité d'utiliser un système d'information géographique pour gérer les données d'entrée et de sortie, augmente la portée utile du progiciel.

6.2 Flux d'informations entre IDRISI, CEQUEAU et MODÉROSS

L'approche géomatique de simulation proposée comprend l'échange d'informations entre le système d'information géographique IDRISI, le modèle hydrologique CEQUEAU et le modèle d'érosion MODÉROSS (*cf.* figure 4.1). Puisque l'ensemble des informations est géré par la trilogie IDRISI-CEQUEAU-MODÉROSS, un travail d'identification et d'analyse des flux de données entre ces trois outils informatiques a été effectué afin de faciliter la structure d'échange des fichiers. La figure 6.1 illustre une partie de ces flux de données.



Figure 6.1 : Flux de données entre IDRISI, CEQUEAU et MODÉROSS

Le SIG IDRISI est utilisé pour segmenter le bassin versant en une matrice composée de plusieurs carreaux (*i.e.* éléments de calcul) sur lesquels s'effectuent les simulations. IDRISI permet d'extraire des informations spatiales relatives aux paramètres hydrologiques, physiographiques, d'érosion et de gestion agricole sur les carreaux. Deux macro-commandes IDRISI ont été confectionnées afin d'automatiser cette collecte d'informations, soient les macro-commandes IDCEQ.IML et IDEROS.IML qui alimentent respectivement le modèle CEQUEAU et le modèle MODÉROSS. Ces modèles assurent le transfert des débits et des sédiments d'un carreau à l'autre jusqu'à l'exutoire du bassin versant à partir de la direction de l'écoulement.

Les données physiographiques par carreaux servent à effectuer une première simulation de la quantité d'eau à partir de la composante hydrologique de CEQUEAU. Cette simulation permet, entre autre, de foumir les précipitations, les températures journalières, la direction d'écoulement, les débits et les lames d'eau sur les carreaux du bassin versant. Ces données par carreaux sont utilisées à leur tour pour effectuer une seconde simulation de la qualité de l'eau à l'aide de MODÉROSS. Cette simulation permet d'évaluer l'érosion hydrique, la production de sédiments au sol et en rivière et le transport des solides en suspension jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Le modèle d'érosion MODÉROSS reçoit donc ses données hydrologiques et météorologiques du modèle CEQUEAU et utilise le SIG IDRISI pour gérer certaines données spatiales.

6.3 Fichiers nécessaires à la simulation

La figure 6.2 illustre l'agencement des fichiers nécessaires pour effectuer une simulation avec CEQÉROSS. Cet agencement peut se diviser en deux groupes; celui permettant la simulation hydrologique (quantité) et celui permettant la simulation de l'érosion/sédimentation (qualité). Les principales étapes menant à la simulation sont; l'acquisition des données non-préparées, la préparation des données à l'aide de programmes spécifiques, le regroupement des fichiers de données préparées, l'exécution du programme CEQÉROSS et l'obtention des résultats de simulation. Les débits moyens journaliers (QJC) et les concentrations journalières de solides en suspension (SSC) sont les variables résultantes qui sont comparées aux mesures quotidiennes de débits (QJO) et de solides en suspension (SSO) effectuées aux stations hydrométriques et de qualité des eaux du bassin versant. Une étape d'ajustement (calage) permet de faire coïncider les valeurs calculées et les valeurs observées. Cet ajustement s'effectue par la calibration de paramètres hydrologiques et d'érosion/sédimentation.



Figure 6.2 : Agencement des fichiers pour une simulation avec CEQÉROSS.

6.3.1 Les fichiers des données non-préparées

L'objectif de ces fichiers est de structurer l'ensemble des données brutes de façon à obtenir des fichiers de données préparées qui permettent de faire fonctionner CEQÉROSS :

- •délimitation du bassin versant (.VEC)
- •délimitation et identification des carreaux (éléments de calcul) (.VEC, .VAL)
- •positionnement du réseau hydrographique (.VEC, .VAL)
- positionnement et identification des stations hydrométriques, météorologiques et de qualité des eaux (.VEC, .VAL)
- délimitation et identification des superficies en lacs, marais et forêts (.VEC, .VAL)
- •délimitation et identification des champs [systèmes de gestion agricole (.VEC, .VAL)
- •délimitation et identification des séries de sol [texture, érodabilité] (.VEC, .VAL)
- •altitudes moyennes, pentes moyennes, longueur de pente (.VAL)
- •modèle numérique d'altitude (.IMG)
- •direction de l'écoulement de l'eau (carreau récepteur) (.VAL)
- données journalières des températures de l'air [minimum, maximum] et des précipitations [pluie, neige] (.MET)
- données journalières de débits [m³/s] (.DEB) et de solides en suspension [mg/l] (.SSO)

Le fichier (.PHY) contient les caractéristiques physiographiques des carreaux (*i.e.* éléments de calcul) du bassin versant. Ces caractéristiques se rapportent à la numérotation des carreaux, à l'identification des carreaux récepteurs, aux superficies en forêt, marais et lac ainsi qu'aux altitudes moyennes des carreaux. Les informations concernant la localisation des stations météorologiques et hydrométriques se retrouvent dans le fichier (.BAS) et celles concernant la localisation des stations de qualité des eaux se retrouvent dans le fichier (.DQL). Les données quotidiennes de températures, de précipitations et de débits observées aux stations météorologiques et hydrométriques se retrouvent dans les fichiers (.MET, .DEB, .DHM) alors que celles se rapportant aux concentrations journalières de solides en suspension occupent le fichier (.SSO). Les fichiers d'images (.IMG), d'attributs (.VAL) et de vecteurs (.VEC) contiennent des données qui décrivent les caractéristiques spatiales du bassin versant. Le système d'information géographique IDRISI se charge de transformer, du format vectoriel au format matriciel, les informations spatiales utiles à la modélisation.

6.3.2 Les programmes de préparation des données

Le groupe des fichiers de préparation de données comprend l'ensemble des programmes de préparation de données dans CEQÉROSS. Ces fichiers consistent en des programmes exécutables et des fichiers d'aide à l'édition. À ces programmes se rajoutent les macrocommandes du SIG IDRISI. Les programmes exécutables (extension .EXE et .IML) qui se trouvent dans CEQÉROSS sont :

IDCEQ.IML

Macro-commande IDRISI servant à générer les données physiographiques des carreaux (.PHY).

PHYSCEQ.EXE

Programme utilisé pour la préparation des données physiographiques (.PBR).

HYMET1.EXE

Programme utilisé pour la préparation des données météorologiques et hydrométriques (.HMC).

HYMET2.EXE

Programme pour compléter les données météorologiques manquantes et calculer les moyennes mensuelles et annuelles des données météorologiques et hydrométriques.

QUALSS.EXE

Programme utilisé pour préparer le fichier des données de qualité (.QUA).

IDEROS.IML

Macro-commande IDRISI servant à générer les données d'érosion et de gestion agricole sur les carreaux (.ERO) et (.GES).

EPAR.EXE

Programme d'aide à l'édition qui permet de créer ou de modifier les fichiers utilisés par les programmes de préparation de données ou de simulation (.PHY), (.BAS), (.PHY), (.DQL), (.DHM), (.PAH), (.PQL), (.ERO) et (.GES). Ce programme donne accès aux huit fichiers d'aide suivants ;

EPARPHYM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des données physiographiques (extension PHY) utilisées par le programme PHYSCEQ.EXE .

EPARBASM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des paramètres du bassin versant (extension BAS) utilisés par le programme PHYSCEQ.EXE.

EPARDHMM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des données hydrologiques et météorologiques (extension DHM) utilisés par le programme HYMET1.EXE.

EPARDQLM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des données de qualité de l'eau en rivière (extension DQL) utilisés par le programme QUALSS.EXE.

EPARPAHM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des paramètres de simulation hydrologique (extension PAH) utilisés par le programme CEQÉROSS.EXE.

EPARPQLM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des paramètres de simulation de l'érosion hydrique (extension PQL) utilisés par le programme CEQÉROSS.EXE.

EPAREROM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des données d'érosion hydrique (extension ERO) utilisées par le programme CEQÉROSS.EXE.

EPARGESM.HLP

Fichier d'aide pour préparer le fichier des données de gestion agricole (extension GES) utilisées par le programme CEQÉROSS.EXE.

Les fichiers d'aide EPARBASM, EPARPHYM, EPARDHMM, EPARDQLM, EPARPQLM et EPARPAHM sont des modifications des fichiers d'aide du modèle CEQUEAU [Morin *et al.* 1995a]. Soulignons que le fichier d'aide EPARPQLM est une modification du programme original offert par CEQUEAU (*i.e.* EPARPAQ.HLP) en ce sens qu'il a été adapté à la présence des nouveaux paramètres de calibration du modèle d'érosion et de transport des solides en suspension MODÉROSS. Les fichiers d'aide EPAREROM et EPARGESM ont été créés pour faciliter la construction des fichiers (.ERO) et (.GES) indispensables au fonctionnement de MODÉROSS.

Les fichiers (.PHY) et (.BAS) sont utilisés par le programme PHYSCEQ afin de produire le fichier des données physiographiques préparées par carreaux (.PBR). Le programme PHYSCEQ est une modification du programme original PHYCECP de CEQUEAU [Morin et al. 1995a] en ce sens qu'il utilise les caractéristiques physiographiques des carreaux telles que fournies par la macrocommande (IDCEQ.IML) du système d'information géographique IDRISI. Celle-ci fait appel au système de gestion de la base de données ACCESS intégré dans IDRISI (Database Workshop). L'exécution des programmes HYMET1 et HYMET2 à partir des fichiers (.MET, .DEB, .DHM) conduit à l'obtention du fichier (.HMC) qui contient l'ensemble des données météorologiques et hydrométriques pour la période de simulation. Le programme QUALSS utilise les fichiers de données de qualité (.DQL et .SSO) pour construire un fichier des données de qualité préparées (.QUA). Le programme QUALSS est une modification du programme original QUAL1 de CEQUEAU [Morin et al. 1995a] en ce sens qu'il priorise les concentrations de solides en suspension comme paramètre principal de qualité des eaux. Les données préparées d'érosion et de gestion agricole contenues dans les fichiers (.ERO) et (.GES) sont obtenues, quant à elles, par l'intermédiaire de la macro-commande (IDEROS.IML) et du système de gestion de la base de données ACCESS du SIG IDRISI.

En plus des fichiers des données préparées (.PBR) et (.HMC), le programme CEQÉROSS utilise les fichiers (.PAH) et (.PQL) qui contiennent, respectivement, les paramètres de calibration pour les modules d'hydrologie (quantité) et d'érosion/sédimentation (qualité). L'ensemble des données utilisées pour la calibration et les simulations nécessite donc la préparation de 7 fichiers de données (.PBR, .PAH, .HMC, .PQL, .QUA, .ERO, .GES) afin de rendre opérationnelle la simulation sur le bassin versant à l'aide du programme CEQÉROSS (*cf.* figure 6.2).

6.3.3 Le programme de simulation CEQÉROSS

CEQEROSS.EXE

Programme pour la simulation hydrologique et la simulation de l'érosion hydrique et du transport des solides en suspension.

CEQEROSD.EXE

Programme permettant l'accès et le lancement du programme CEQEROSS.EXE. La figure 6.3 présente la fenêtre de pilotage de CEQÉROSS. Cette fenêtre a été construite à l'aide du logiciel DELPHI. Les principales étapes de la simulation y sont présentées, soient l'édition des fichiers, la préparation des données, la sélection des fichiers de simulations, l'exécution de la simulation, la visualisation des résultats (textes et graphiques).

, CEOEROSS	Notice and the second second				
		CE	QEROSS		
		<u> </u>	INRIS-Eau		
	PRÉPARATION		-HYDROLOGIE		
ÉDITION	(.pbr) Physiog	raphle	Paramètres hedrologiques -	Données physiographiques	Données hjidro-météo :
Editer	(hme) Hydrol	Mateo	*.pah	*.pbr	*hmc
	time		Inx100.pah Inx100x.pah	Inx100.pbr Inx25.pbr	In×9193.hmc
	(,qua) Solides en s	uspension	Inx25.pah	Inx50.pbr	
ÉRIOSION HYD	RIQUE ET SOLIDES EN	SUSPENSION			
laramètres de qu	alité : Données de qualit	6 ; Données d	érosion : gestion	agricole Ri	ésultat de simulation :
pql	*.qua	*.ero	*.ges		TEST1
inx100.pql Inx25.pql Inx50.pql	In×9193.qua	Inx100.ero Inx25.ero Inx50.ero) Inx9193.	ges	Simuler
USUALISATION	I DES BÉSULTATS				
			GRAPHIQUE	S	
FIGHIERS :	Texte	mperature, Plu	le, fonte	Débits	Annuler
	in the second second	ondes en susp	Cha	rge sollde en súspi	ension
,					

Figure 6.3 : Fenêtre de pilotage du modèle CEQÉROSS

6.3.4 Les fichiers des résultats

Différents fichiers servent à visualiser les résultats des simulations (*cf.* figure 6.2). Les valeurs moyennes journalières des températures, des précipitations et de la fonte des neiges sur le bassin versant se retrouvent dans le fichier portant l'extension (.TPF). D'autres fichiers donnent les caractéristiques générales de la simulation (.SIM), les valeurs observées et calculées des débits moyens journaliers (.DJO), des concentrations moyennes journalières de solides en suspension (.SJO) et des charges totales journalières de solides en suspension (.SJO) et des charges totales journalières de solides en suspension (.TJO) ainsi que les valeurs observées et simulées des débits moyens mensuels (.DME), des concentrations moyennes mensuelles (.SME) et de charges totales mensuelles (.TME) aux stations de qualité des eaux. Le contenu de ces fichiers peut être visualisé sous forme de textes ASCII ou sous forme de graphiques à partir de la fenêtre de pilotage de CEQÉROSS. Finalement, le fichier (.RST) contient, quant à lui, des données spatio-temporelles qui décrivent l'érosion hydrique et la sédimentation sur chacun des éléments de calcul du bassin versant. Ces données sont fournies sur une base mensuelle. Le système d'information géographique IDRISI peut être utilisé pour visualiser ces informations.

6.4 Installation et utilisation de CEQÉROSS

Le programme CEQEROSD.EXE doit être installé sur un disque rigide qui dispose d'au moins 5Mo d'espace libre. L'installation peut se faire sur le DOS ou dans une fenêtre DOS de WINDOWS. Le système d'exploitation DOS est utilisé pour exécuter le programme CEQÉROSS et pour créer ou modifier certains fichiers à l'aide de l'éditeur (EPAR.EXE). La quantité de mémoire exigée pour le fonctionnement du progiciel s'évalue à environ 16 Mb. La durée d'une simulation varie considérablement selon le type d'appareil employé (PC) et la taille du bassin versant (*i.e.* le nombre de carreaux à simuler). Les résultats des simulations peuvent être visualisés à partir de la fenêtre de pilotage de CEQÉROSS ou être exportés dans un progiciel de traitement de données (ex:EXCEL). Le SIG IDRISI est opéré indépendamment en mode Windows et les macro-commandes (.IML) peuvent être exécutées à même le SIG IDRISI. La visualisation du fichier des données spatio-temporelles (.RST) s'effectue aussi par IDRISI. Le progiciel CEQÉROSS inclut les programmes de préparation des données physiographiques, météorologiques, hydrométriques et de qualité de l'eau. Le progiciel CEQÉROSS est disponible en format condensé (CEQEROSS.ZIP) sur une disquette 3^{1/2} po.

7 APPLICATION DE CEQÉROSS

L'application de l'approche géomatique proposée au chapitre 4 consiste à effectuer une modélisation hydrologique et sédimentologique sur le bassin versant de Lennoxville en utilisant conjointement le logiciel CEQÉROSS et le système d'information géographique IDRISI. Les principales étapes de l'application sont l'acquisition des données ponctuelles et spatiales, la préparation des fichiers pour la simulation, le calage et la validation de CEQUEAU et de MODÉROSS, l'analyse des résultats de simulation et la comparaison avec d'autres études sur l'érosion hydrique effectuées à Lennoxville. Les variables journalières et mensuelles sont les débits, concentrations et charges de solides en suspension observées et simulées.

7.1 Acquisition et préparation des données

Les données nécessaires au fonctionnement de CEQÉROSS se divisent en trois groupes; les données provenant d'études sur l'érosion hydrique et le transport des sédiments, les données ponctuelles concernant la météorologie, l'hydrologie et la qualité de l'eau et les données spatiales concernant la topographie, l'hydrographie, la pédologie et l'occupation du territoire. La connaissance de la distribution spatiale et temporelle de ces variables conduit à découper le bassin versant en carreaux entiers puis à extraire et stocker l'information pertinente aux simulations dans des fichiers de données non-préparées qui sont utilisés par des programmes spécifiques et des macro-commandes du SIG IDRISI afin d'élaborer les fichiers de données préparées qui alimentent CEQÉROSS (*cf.* figure 6.2).

7.1.1 Données provenant d'études d'érosion

Les observations météorologiques à long terme (*cf.* figure 4.7) montrent que la majorité des précipitations tombent pendant la saison de végétation et qu'elle sont à leur plus fort au mois de juillet et d'août. Cette pluie, bien qu'avantageuse pour l'agriculture, entraîne une perte de sols qui se traduit par une augmentation du transport sédimentaire et des problèmes de pollution diffuse. La pollution diffuse a fait l'objet de plusieurs études dans la région de Lennoxville, dont certaines concernaient la mesure et la modélisation de l'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle ou du bassin versant. Dubé [1975] prétend que l'érosion hydrique a déjà enlevé entre 25% et 75% de l'horizon A des sols agricoles de la région. Pesant et Boivin [1985] soulignent que l'augmentation des superficies en maïs dans les régions à topographie accidentée des Cantons de l'Est a accru considérablement les risques d'érosion hydrique.

Des estimations faites par Perras [1989] ont révélé que les taux d'érosion atteindraient, 0,0007 t/ha/an pour les zones forestières de la région de Sherbrooke comparativement à 0,0072 t/ha/an pour les zones en cultures et 0,1823 t/ha/an pour les sols nus. Ces estimations montraient également que les pertes de sol étaient, en moyenne, de 0,0057 t/ha/an sur les pentes de 5 à 10% et de 0,0888 t/ha/an sur les pentes de plus de 15%. Ces estimations, jugées plutôt faibles, résulteraient d'une erreur d'unité pour l'un des facteurs de l'USLE.

Pesant *et al.* [1987] et Pesant A. [1990] ont constaté que les cultures intensives de maïs effectuées à Lennoxville par la méthode conventionnelle contribuent significativement à augmenter le taux d'érosion hydrique des sols et que le travail minimum du sol s'avère une pratique agricole de conservation efficace pour réduire les pertes de sol au champ. Des mesures d'érosion en parcelles effectuées à Lennoxville entre 1974 et 1976 ont conduit à une perte annuelle moyenne de 1,29 t/ha de sol pour une culture du maïs sans travail du sol comparativement à 16,89 t/ha pour une culture de maïs en méthode conventionnelle.

Les expériences de Mathier et Roy [1992, 1993, 1996] ont révélé que le ruissellement de surface provenant d'averses de faibles intensités, mais de fortes fréquences, jouait un rôle important dans la préparation annuelle de la surface du sol d'une culture de maïs de Lennoxville. Puisque les faibles précipitations se caractérisent par une faible énergie érosive, elles deviennent alors très sélectives quant à la dimension des particules transportées en suspension.

Bernard *et al.* [1992] ont aussi constaté que l'érosion hydrique du bassin versant est un processus sélectif qui entraîne de façon préférentielle les fractions fines du sol, et ce, d'autant plus que la texture du sol soumise à l'érosion est grossière. Ces auteurs ont mesuré des taux d'érosion de 5,51 t/ha et 2,98 t/ha et des concentrations moyennes de sédiments en suspension de 35978 mg/l et 26089 mg/l sur deux sols en jachère soumis à des pluies simulées.

Salehi [1996] a étudié l'hydrosédimentologie du bassin versant de Lennoxville entre juin 1991 et mai 1993. Les mesures effectuées à l'exutoire du bassin versant conduisaient à des charges annuelles de sédiments en suspension de 46,1 tonnes et 49,5 tonnes, ce qui correspond à des taux d'érosion nette de 0,59 t/ha et 0,63 t/ha. De plus, la fonte des neiges serait responsable de 72% et 83% de la charge sédimentaire transportée durant cette période.

Nivesse [1993a], Naserkhaki [1994] et Laverdière *et al.* [1995] ont utilisé la technique du traçage au césium-137 (¹³⁷Cs) pour modéliser et cartographier les mouvements de sols sur le bassin versant de Lennoxville. Selon les estimations obtenues, la perte annuelle moyenne de sol s'élèverait à 12 t/ha tandis que l'accumulation annuelle moyenne atteindrait 3 t/ha. Ces résultats conduisent donc à un bilan sédimentaire favorisant une érosion nette de 9 t/ha/an. Le ¹³⁷Cs a aussi été utilisé par Mabit [1999] et Mabit *et al.* [1999] pour cartographier le bilan sédimentaire du bassin versant de Lennoxville pour la période 1963-1996. Ce bilan montre que l'érosion toucherait 76,3% du bassin versant et que le taux d'érosion moyen atteindrait 4,1 t/ha/an.

L'érosion hydrique a été étudié à l'aide de modèles mathématiques classiques comme l'équation de transport [Mathier et Roy 1996] et l'USLE [Salehi 1989]. Des modèles plus complexes, tels qu'AGNPS et GAMES, ont été utilisés respectivement par Nivesse [1993b] et Salehi [1996] pour simuler, à l'échelle épisodique et saisonnière, l'érosion hydrique et le transport des sédiments sur le bassin versant de Lennoxville. Les résultats de ces simulations suggèrent que l'utilisation du sol est grandement responsable de la distribution des taux d'érosion à la surface du bassin versant. Aucune simulation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments n'a été effectuée jusqu'à présent à l'échelle journalière ou mensuelle. Les renseignements provenant de ces différentes études seront utilisés pour valider les résultats de l'application de CEQÉROSS pour la période 1991-1993. Des comparaisons seront effectuées en considérant les taux d'érosion et de sédimentation selon la topographie, la pédologie et l'occupation du territoire.

7.1.2 Données ponctuelles

La figure 7.1 localise les stations hydrométrique et météorologique du bassin versant de Lennoxville. Une station de débit/qualité de l'eau a été aménagée à l'exutoire du bassin versant alors qu'une station météorologique a été installée à environ 150 mètres en amont de l'exutoire. Le réseau hydrographique du bassin versant se compose d'un petit cours d'eau qui se déverse dans la rivière Saint-François. D'une longueur d'environ 1 km, ce ruisseau possède une pente moyenne de 3,4% [Laroche et Dumont 1990]. La présence de deux ponceaux assurent l'écoulement des eaux sous le réseau routier. Ces ponceaux jouent un rôle important dans le drainage des eaux de surface car ils convergent l'écoulement naturel vers des lieux précis du bassin versant.



Les données ponctuelles nécessaires à CEQÉROSS proviennent du Département de génie rural de l'Université Laval et de la Station de recherches d'Agriculture et Agro-Alimentaire Canada à Lennoxville. Boukchina *et al.* [1992] et Salehi *et al.* [1997] décrivent en détail les systèmes de mesures et d'acquisition des données météorologiques, hydrologiques et de qualité de l'eau du bassin versant de Lennoxville. Les données d'hydrologie et de la qualité de l'eau provenant du programme de suivi d'octobre 1991 à septembre 1993 ont été utilisées pour cette application.

Le tableau 7.1 résume le comportement journalier et saisonnier des précipitations, des températures, des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension observés pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993. La figure 7.2 illustre les variations mensuelles des précipitations et des températures pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993 à la station météorologique aménagée sur le bassin versant de Lennoxville. Les variations journalières et mensuelles des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension observés à l'exutoire du bassin versant sont présentées aux figures 7.3 à 7.5.

Les charges journalières (Q_{sj}), mensuelles et annuelles (Q_{st}) de solides en suspension ont été calculées par les équations suivantes [Dickinson 1981; Julien 1995] :

$$Q_{si} = 0,0864 \ C_{si} \ Q_{ij}$$
 (7.1)

$$Q_{st} = \sum_{i=1}^{N} \left[Q_{sj} \right]_{i}$$
(7.2)

où

Q_{sj} = charge solide journalière (tonne/jour)

 C_{sj} = concentration moyenne journalière de solides en suspension (mg/l)

 Q_{ii} = débit moyen journalier (m³/s)

Q_{st} = charge solide journalière cumulée pendant le mois ou l'année (tonne)

N = nombre de jours dans le mois ou l'année

	Température moyenne (°C)	Pluie totale (mm)	Neige totale (mm)	Précipitation totale (mm)	Débit moyen (m³/s)	Concentration moyenne (mg/l)	Charge solide moyenne (t/jour)	Charge solide cumulée (tonnes)	
octobre 1991 - septembre 1992									
automne	7,3	225,9	15,9	241,8	0,008	48,9	0,032	2,737	
hiver	-9,5	53,0	111,6	164,6	0,006	90,6	0,044	4,032	
printemps	3,1	131,1	37,1	168,2	0,020	68,4	0,177	15,771	
été	15,1	269,6	0,0	269,6	0,005	70,9	0,087	7,776	
Totale		679,6	164,6	844,2				30,316	
Moyenne	4,0	2			0,010	69,8	0,085		
	octobre 1992 - septembre 1993								
automne	5,4	255,3	7,4	262,7	0,010	35,3	0,065	4,609	
hiver	-10,7	74,4	136,9	211,3	0,006	64,5	0,032	2,915	
printemps	3,4	146,9	79,8	226,7	0,025	81,9	0,366	33,265	
été	18,5	337,2	0,0	337,2	0,008	88,0	0,126	10,465	
Totale		813,8	224,1	1037,9				51,255	
Moyenne	4,1				0,012	68,9	0,153		
octobre 1991 - septembre 1993									
TOTALE		1493,4	388,7	1882,1				81,570	
MOYENNE	4,1				0,011	69,3	0,118		

Tableau 7.1: Variation saisonnière et annuelle du climat, des débits et des solides en suspension sur le bassin versant de Lennoxville au cours de la période 1991-1993.

7.1.2.1 La météorologie

Les appareils de mesures du climat étaient reliés à une station de contrôle située à l'aval du bassin versant. Les informations étaient enregistrées dans des fichiers ASCII et récupérées à chaque mois. Cette installation a permis d'obtenir les données journalières de précipitations (pluie, neige) et de températures (maximum, minimum) nécessaires pour construire le fichier de données météorologiques observées (.MET) utilisé par CEQÉROSS (cf. figure 6.2). Les renseignements du tableau 7.1 et de la figure 7.2 permettent d'effectuer quelques comparaisons avec les normales climatiques 1961-1990 (cf. figure 4.7). Avec des températures moyennes respectives de 4,0 °C et 4,1 °C, les périodes 1991-1992 et 1992-1993 ont été plus froides que la normale climatique de 5,3 °C établie pour la période 1961-1990. Les températures moyennes d'automne 1992-1993, d'hiver 1992-1993 et d'été 1991-1992 ont été, respectivement, 24,3%, 18,7% et 16,6% plus froides que les normales climatiques de 1961-1990. Les précipitations totales saisonnières (pluie et neige) indiquent une distribution relativement bien équilibrée des quantités d'eau reçues au cours de l'année. L'année hydrologique 1991-1992 a reçu 679,6 mm de pluie et 164,6 mm de neige (équivalent en eau) comparativement à 813,8 mm de pluie et 224,1 mm de neige pour l'année hydrologique 1992-1993. Les normales climatiques 1961-1990 sont de 794,5 mm pour la pluie et 251,7 mm pour la neige. Les quantités totales d'eau reçue pour l'année hydrologique 1991-1992 présentent donc un déficit de 18,7% par rapport à l'année 1992-1993 et un déficit de 19,3% par rapport à la normale de 1961-1990.

7.1.2.2 Les débits

Les débits évacués à l'exutoire du bassin versant étaient enregistrés de façon continue durant l'année. Les 24 débits horaires journaliers ont été utilisés pour calculer les débits moyens journaliers qui ont servi à construire le fichier des données hydrométriques observées (.DEB) utilisé par CEQÉROSS (*cf.* figure 6.2). La valeur moyenne des débits journaliers observés pendant les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 s'élevaient à 0,010 m³/s et 0,012 m³/s respectivement (tableau 7.1 et figure 7.3). Les débits journaliers les plus forts sont survenus lors du dégel printanier du mois de mars 1992 (0,264 m³/s) et lors d'un orage violent au mois de juin 1993 (0,256 m³/s). Le débit moyen du mois d'août 1993 a été particulièrement élevé, soit 0,058 m³/s. Le débit moyen saisonnier le plus fort est apparu au printemps 1993 avec 0,025 m³/s. À cette époque de l'année, l'eau provenant de la fonte des neiges érode le sol nu et augmente considérablement l'apport de sédiments vers le ruisseau.





Figure 7.3 : Débits moyens journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993)

7.1.2.3 Les concentrations de solides en suspension

L'échantillonnage des solides en suspension était assuré par un échantillonneur automatique de type "automatic pumping sampler" situé à l'exutoire du bassin versant. Des échantillons de solides en suspension recueillies quotidiennement à toutes les huit heures ont permis de calculer les concentrations moyennes journalières de solides en suspension à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville entre les mois d'octobre 1991 et septembre 1993. Ces concentrations journalières de solides en suspension ont servi à construire le fichier des données de qualité de l'eau observées (.SSO) utilisé par CEQÉROSS (cf. figure 6.2). La valeur moyenne des concentrations journalières de solides en suspension observées pendant les périodes 1991-1992 et 1992-1993 s'élevaient à 69,8 mg/l et 68,9 mg/l respectivement (tableau 7.1 et figure 7.4). La concentration moyenne de l'automne 1991-1992 a été la concentration moyenne saisonnière la plus faible avec 35,3 mg/l alors que la concentration moyenne saisonnière la plus forte est survenue à l'hiver 1992 avec 90,6 mg/l. À cette époque de l'année, les faibles débits n'ont pu diluer suffisamment les quantités de sédiments en suspension apportés par l'eau de pluie et la fonte des neiges. Suite à quelques problèmes techniques survenus à la station de qualité des eaux entre les mois de janvier 1993 et avril 1993, les concentrations journalières de solides en suspension ont du être estimées à partir des concentrations moyennes hebdomadaires.

7.1.2.4 Les charges de solides en suspension

La valeur moyenne des charges journalières de solides en suspension observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville a atteint 0,085 t/j et 0,153 t/j pour les années 1991-1992 et 1992-1993 respectivement alors que les charges solides cumulées s'élevaient à 30,32 tonnes et 51,26 tonnes pour ces mêmes périodes (tableau 7.1 et figure 7.5). Rapporté à l'échelle du bassin versant de Lennoxville (*i.e.* 78 ha), ces charges conduisent, respectivement, à des taux d'érosion nette de 0,39 t/ha/an et 0,66 t/ha/an. La charge totale transportée à l'exutoire du bassin versant pendant la période 1991-1993 a donc atteint 81,57 tonnes, ce qui correspond à un taux moyen d'érosion nette de 0,52 t/ha par an. Les charges printanières de 1992 et 1993 ont été les charges saisonnières les plus fortes avec 52% et 49% de la charge sédimentaire totale transportée durant les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993, respectivement. Comme le souligne Salehi [1996], la fonte des neiges correspond à une période hydrologique critique pour le transport des sédiments sur le bassin versant de Lennoxville.



Figure 7.4 : Concentrations moyennes journalières et mensuelles de solides en suspension observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993)



152 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Figure 7.5 : Charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993)

7.1.3 Données spatiales

Des documents cartographiques au 1:5000 provenant du Département de génie rural de l'Université Laval, du Département de géographie de l'Université de Sherbrooke et de la Station de recherches de Lennoxville ont été utilisés pour spatialiser la topographie, l'hydrographie, la pédologie, l'occupation du territoire, la division des champs agricoles et pour localiser les stations météorologique et hydrométrique sur le bassin versant de Lennoxville. Ces cartes papier contenaient les attributs spatiaux (point, ligne, polygone) de base du bassin versant et constituaient les différentes couches d'informations à saisir dans le SIG.

Les couches météorologique et hydrométrique contenaient des points qui indiquaient la localisation de la station météorologique et de la station hydrométrique du bassin versant. La couche d'information sur la topographie était constituée de lignes représentant les courbes d'altitudes qui traversent le bassin versant. La couche hydrologique contenait des lignes qui représentaient le réseau hydrographique principal du bassin versant. La couche d'information sur l'occupation du territoire était composée de polygones qui délimitaient les zones forestières, les zones résidentielles, les zones agricoles et les zones en marais du bassin versant. La couche d'information sur les champs était constituée de polygones qui délimitaient les parcelles agricoles selon le type de culture (ex: maïs, orge, pâturage). La couche pédologique était constituée de polygones qui délimitaient le bassin versant.

Les attributs des cartes papier au 1:5000 ont été numérisées à l'aide du SIG ATLAS-GIS afin de produire des fichiers numériques contenant les entités spatiales géoréférencées (point, ligne, polygone). Chaque entité spatiale numérisée possédait un identificateur auquel fut associé ultérieurement un attribut quantitatif ou qualitatif. Les fichiers numériques (.BNA) ainsi créés ont été importés dans le SIG IDRISI afin d'être transformés en images vectorielles (.VEC). Afin d'utiliser pleinement les capacités de modélisation cartographique du SIG IDRISI, il a fallut transformer les images vectorielles (.VEC) en images matricielles (.IMG) et leur assigner un système de coordonnées terrestres (UTM). Les procédures qui ont permis de construire les couches matricielles d'information spatiale du bassin versant ont été automatisées à l'aide des macro-commandes IDCEQ.IML et IDEROS.IML du SIG IDRISI. Un certain nombre de fichiers de départ contenant des vecteurs (.VEC) et des attributs (.VAL) étaient nécessaires pour exécuter ces macro-commandes. Le contenu de ces fichiers est présenté au tableau 7.2.

Tableau 7.2 : Fichiers de départ nécessaires pour exécuter les macro-commandes IDCEQ.IML et IDEROS.IML du SIG IDRISI

FICHIERS	DESCRIPTION
LNXGRIL1.PRN	colonne de chiffres indiquant le nombre de carreaux dans la région de travail
SUBAS.VEC	image vectorielle représentant la limite du bassin versant (polygone)
UTIL.VEC	image vectorielle représentant les classes d'occupation du territoire (polygones): classe 1: lac; classe 2: forêt; classe 3: marais; classe 4: urbain; classe 5: agricole
SOLS.VEC	image vectorielle représentant les séries de sol (polygones)
CHAMPS.VEC	image vectorielle représentant les champs agricoles (polygones)
COURBES,VEC	image vectorielle représentant les courbes d'altitudes (lignes) #
RIVIÈRE.VEC	image vectorielle représentant le réseau hydrographique (lignes)
STATMET.VEC	image vectorielle représentant la localisation des stations météorologiques (points)
STATHYD.VEC	image vectorielle représentant la localisation des stations hydrométriques (points)
VALCOURB.VAL	cotes d'altitudes associées aux courbes d'altitudes (réel en mètre)
VALFKAN.VAL	érodabilités annuelles moyennes des séries de sol (réel en t h ha/ha MJ mm)
VALCASLS.VAL	codes d'application du facteur LS sur les champs agricoles (entier)
VALCASYS.VAL	codes d'identification du système de gestion agricole des champs (entier)

on peut aussi utiliser un modèle numérique d'altitudes déjà existant

7.1.3.1 Délimitation de la région d'étude

Les limites de la région d'étude où se situe le bassin versant de Lennoxville ont été géolocalisées à l'aide des commandes RESAMPLE et INITIAL du SIG IDRISI. La figure 7.1 spécifie les coordonnées géographiques qui délimitent cette région dans le système de projection UTM. La région occupe une superficie de 190 ha (1,9 km) alors que le bassin versant couvre une superficie de 78 ha. Des cellules (pixels) de 5 mètres par 5 mètres (0,0025 ha) ont été choisies pour construire l'image de base de la région d'étude, ce qui correspond à une image matricielle de base composée de 76000 pixels (380 colonnes par 200 lignes). Une image de base a été produite pour chacune des couches d'information spatiale illustrant la topographie, les sols, les champs et l'occupation du territoire. Ces images de base géoréférencées ont été utilisées pour convertir les images vectorielles (points, lignes, polygones) en images matricielles à l'aide des commandes POINTRAS, LINERAS, POLYRAS et CONVERT du SIG IDRISI.

7.1.3.2 La topographie

L'image matricielle des courbes d'altitudes et son fichier d'attributs (VALCOURB.VAL) ont été utilisés avec la commande INTERCON d'IDRISI pour modéliser la variation du relief sur le bassin versant (*i.e.* Modèle Numérique d'Altitude (MNA) ou *Digital Elevation Model* (DEM)). Un filtre moyen (commande FILTER) a permis d'adoucir les dénivellations trop prononcées du MNA. La qualité des MNA fait l'objet de nombreuses études en hydrologie, particulièrement en ce qui concerne la fiabilité de restitution des réseaux hydrographiques par les modèles de drainage (ex: Tahiri 1994; Desmet 1997; Veregin 1997; Quentin 1999). Cette problématique résulte de la création d'altitudes erronnées sur le MNA qui conduisent à la présence de zones creuses où convergent les eaux de ruissellement de surface. Afin de corriger ces aberrations, les modèles de drainage utilisent des algorithmes qui "remplissent" les dépressions du terrain.

Dans le cadre de notre application, le modèle de drainage DEDNM (*Digital Elevation Drainage Network Model*) de Martz et Garbrecht [1992], tel qu'adapté pour IDRISI par Cluis *et al.* [1996], a été utilisé pour corriger le MNA généré par IDRISI (communication personnelle, Emmanuelle Quentin, INRS-Eau). Ce modèle de drainage fournit un MNA exempt d'anomalies majeures. Un masque représentant la superficie du bassin versant a été superposé sur le MNA de façon à circonscrire l'information topographique à l'intérieur des limites du bassin versant de Lennoxville. Les altitudes du bassin versant varient graduellement de 150 mètres à l'aval, à 230 mètres à l'amont. Le MNA a servi pour calculer les pentes à l'aide de la commande SURFACE du SIG IDRISI. La figure 7.6 présente la distribution des pentes sur le bassin versant de Lennoxville. La topographie présente une pente moyenne de 6,6%. Les pentes de 2,5% à 7,5% occupent 60% de la superficie du bassin versant. Les pentes de 10% et plus se localisent majoritairement dans la partie aval du bassin versant.

7.1.3.3 La pédologie

Au Canada, les cartes pédologiques localisent et identifient les sols selon un système taxonomique de classification fondée sur la généralisation des propriétés physico-chimiques des différents pédons observés durant la prospection; la série de sol [Lamontagne et Nolin 1997b]. La dénomination d'une série de sol réfère généralement à un lieu géographique (rivière, village) où le nom de sol a été identifié et cartographié pour la première fois. En 1997, près de dix millions d'hectares de sols étaient déjà cartographiés au Québec [Lamontagne et Nolin 1997b].



Figure 7.6 : Distribution des pentes sur le bassin versant de Lennoxville

La figure 7.7 présente les séries de sols qui couvrent le bassin versant de Lennoxville, soient les séries Ascot, Coaticook, Danby, Lennoxville, Magog, Mascot et Sheldon. Deux étendues de sols organiques complètent les dépôts de surface du bassin versant. Les séries Ascot, Mascot et Magog sont issues de tills glaciaires (moraine), les séries Coaticook et Lennoxville sont issues de sédiments fluvio-lacustres, la série Danby est issue de sédiments lacustres et la série Sheldon est issue de sédiments fluviatiles [Lamontagne et Nolin 1997b]. La texture de ces sols comprend la classe des loams sableux sur gravier, des loams sableux très fins et des loams argileux. L'efficacité du drainage naturel des sols diminue des tills pierreux aux dépôts lacustres.

La répartition spatiale des séries de sols du bassin versant, mesurée à l'aide de la commande AREA du SIG IDRISI, est également présentée à la figure 7.7. Les séries Ascot et Lennoxville occupent respectivement 6,1% et 7,1% du bassin versant alors que les séries Mascot, Danby et Magog occupent, chacune, moins de 5% du bassin versant. La pédologie est cependant dominée par les séries Coaticook et Sheldon qui occupent, respectivement, 45,3% et 29,6% du bassin versant. Les sols organiques couvrent moins de 2% du bassin versant. Les sols du bassin versant de Lennoxville présentent, à plusieurs endroits, des signes d'érosion hydrique lorsqu'ils supportent une culture intensive (ex:maïs) sur des pentes de 2,5 à 7% [Cann et Lajoie 1943]. La figure 7.8 présente la distribution des séries de sols selon les classes de pentes sur le bassin versant de Lennoxville. Cette figure révèle que les séries Coaticook et Sheldon monopolisent les pentes de 2,5 à 7,5%. Les pentes moyennes par séries de sol varient de 5,6% pour les sols organiques à 8,2% pour les sols de la série Mascot. Les fortes pentes pour les sols organiques à la résolution spatiale utilisée. Cependant, comme l'indique les écart-types, il existe une variation considérable de valeurs de pentes pour un même sol.

Pour calculer l'érosion hydrique, le modèle MODÉROSS demande de connaître l'érodabilité annuelle moyenne des séries de sols (K_{as}) du bassin versant (*cf.* section 5.2.1.2). Les renseignements contenus dans les publications scientifiques (ex: Salehi 1996; Bernard 1996) ainsi que la description de séries de sols contenue dans le rapport pédologique de la région [Cann et Lajoie 1943] ainsi que dans les bases de données pédologiques telles que la Banque d'Informations Référentielles sur les Sols Québécois, le BIRSQ [Québec 1995a, 1995b] et le Système d'Information des Sols au Canada, le SYSCan [Lamontagne et Nolin 1997c], constituent les principales sources d'informations sur les sols du bassin versant de Lennoxville.







Chapitre 7, Application de CEQÉROSS

159

Des échantillons de sol prélevés sur le terrain à l'été 1996 (communication personnelle, Claude Bernard) ont été considérés pour calculer le facteur d'érodabilité annuelle moyenne des sols (K_{as}) du bassin versant de Lennoxville à l'aide de l'équation 5.12. La moyenne des valeurs d'érodabilité calculées à partir des données de TERRAIN et celles calculées par Salehi [1996] a été choisie pour représenter l'érodabilité des séries de sol du bassin versant de Lennoxville. Le tableau 7.3 présente ces valeurs d'érodabilité. Ces valeurs ont été introduites dans le fichier d'attributs (VALFKAN.VAL) du SIG IDRISI afin d'être assignées à l'image des séries de sol.

	ÉRODABILITÉ ANNUELLE MOYENNE (t ha h/ MJ ha mm)						
SÉRIES DE SOL	NATURE DU MATÉRIAU PARENTAL	TERRAIN (calculée)	SALEHI [1996] (calculée)	MOYENNE			
Ascot	till glaciaire	0,038	0,034	0,036			
Coaticook	fluvio-lacustre	0,048	0,043	0,046			
Danby	lacustre	0,038	0,036	0,037			
Lennoxville	fluvio-lacustre	0,049	0,034	0,042			
Magog	till glaciaire	0,041	0,034	0,038			
Mascot	till glaciaire	0,031	0,028	0,030			
Sheldon	fluviatile	0,050	0,054	0,052			

Tableau 7.3 : Érodabilité annuelle moyenne des séries de sols du bassin versant de Lennoxville

7.1.3.4 L'occupation du territoire

Le bilan des activités agricoles réalisées sur le bassin versant de Lennoxville au cours de la période d'octobre 1991 à septembre 1993 était compilé annuellement par le personnel de la station de recherche d'Agriculture Canada et comprenait, pour chaque champs agricole, le type de cultures et le calendrier des opérations agricoles. Les figures 7.9 et 7.10 donnent l'identification des champs agricoles et la répartition des occupations pendant la période d'étude. Le bassin versant de Lennoxville comprend 24 champs qui étaient utilisés principalement pour les productions fourragères et céréalières. La superficie moyenne des champs est de 3,25 ha.



Figure 7.9 : Occupation du territoire sur le bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993)



En 1991, le foin et le maïs se retrouvaient, respectivement, sur 36,3% et 22,8% du bassin versant alors qu'en 1993, ces cultures occupaient 50,2% et 17,8% du bassin versant. Le pâturage a vu sa superficie diminuer de 20% à 5% du bassin versant entre 1991 et 1993 tandis que l'orge a vu sa superficie s'accroître de 9,6% à 17,8% du bassin versant durant cette même période. La proportion du bassin versant maintenue en jachère est demeurée relativement constante entre 1991 et 1993. La superficie en bâtiments occupe 7,2% du bassin versant. Pour chaque année de la simulation, les cultures ont été identifiées sur chacun des champs et l'ensemble des cultures recensées sur un même champ pendant la période d'étude fournit un système de gestion agricole qui a été codifié pour les besoins de CEQÉROSS. La figure 7.11 identifie les quatorze systèmes de gestion agricole du bassin versant occupée par les bâtiments. Cette figure permet de repérer les champs qui possédaient un même système de gestion agricole (*i.e.* même succession de cultures).

Les bilans annuels des activités agricoles de la station expérimentale de Lennoxville ont servi pour effectuer le calcul du facteur de la végétation (C) du modèle MODÉROSS (cf. section 5.2.1.4). Le calcul de la valeur journalière du facteur (C) nécessite la connaissance des types de cultures présentes sur le bassin versant, la date (en jour julien) du début de cinq périodes d'activités agricoles ou de croissances végétales et la valeur du facteur (C) pour chacune de ces dates. L'année a été divisée en cinq périodes d'activités agricoles ou de croissances végétales (cropstages periods) selon les recommandations de Wischmeier et Smith [1978], soient; 1ere période (semis, mai à juin), 2^{ème} période (établissement, juin à juillet), 3^{ème} période (croissance et maturité, juillet à septembre), 4 ^{ème} période (récolte, septembre à novembre) et 5^{ème} période (labours et jachère, novembre à avril). Le calendrier des opérations agricoles a permis de fixer le jour du début de chacune de ces périodes. Le tableaux 5.8 (cf. section 5.2.1.4) a été utilisé pour déterminer la valeur du facteur de végétation (C) pour le début des cinq périodes agricoles. Puisque la culture du foin est une culture intercalaire (communication personnelle, Robert Lagacé), sa valeur du facteur (C) a été fixée à 0,030 pour la durée de la simulation. La détermination du facteur (C) comporte une incertitude très élévée car elle demande une connaissance particulière, et souvent à long terme, de l'activité agricole sur un bassin versant. Par manque de renseignements précis, le facteur (P) a été fixé à un (1) dans MODÉROSS car les labours ont été considérés avoir été effectués dans le sens de la pente (cf. section 5.2.1.5).




Le tableau 7.4 présente les informations agricoles nécessaires à la construction du fichier des données de gestion agricole (.GES) du modèle CEQÉROSS (*cf.* figure 6.2). Les facteurs C et P peuvent être modifiés lors de l'élaboration de scénarios agricoles susceptibles d'influencer l'érosion hydrique sur le bassin versant.

				JOUR JULIEN DU DÉBUT FACTEUR (C) AU DÉBUT DE LA PÉRIODE DE LA PÉRIODE									
*.				Périodes				Périodes					
CODE	ANNÉE	CULTURE	Facteur (P)	1	2	3	4	5	1	2	- 3		6
1	1	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
1	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
1	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
2	1	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
2	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
2	3	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,350	0,190	0,120	0,180	0,170
3	1	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
3	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
3	3	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,350	0,190	0,110	0,110	0,170
4	1	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,350	0,190	0,120	0,180	0,170
4	2	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,580	0,410	0,220	0,260	0,390
4	3	ORGE	1	122	183	204	245	306	0,510	0,340	0,110	0,110	0,350
5	1	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,350	0,190	0,120	0,180	0,170
5	2	MAÏS	1	138	191	246	300	310	0,730	0,540	0,290	0,400	0,520
5	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
6	1	MAÏS	1	136	191	246	300	310 .	0,350	0,190	0,060	0,030	0,170
6	2	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,510	0,340	0,110	0,110	0,350
6	3	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,650	0,420	0,110	0,110	0,600
7	1	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,730	0,540	0,290	0,400	0,520
7	2	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,510	0,340	0,110	0,110	0,350
7	3	MAÏS	1	136	191	246	300	310	0,730	0,540	0,290	0,400	0,520
8	1	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,350	0,190	0,060	0,030	0,170
8	2	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,850	0,420	0,110	0,110	0,600
8	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030

Tableau 7.4 : Informations utilisées	pour construire	le fichier de	données agricoles	(.GES)
--------------------------------------	-----------------	---------------	-------------------	--------

		18		JO	UR JU DE L	LIEN D .A PÉF	DU DÉE RIODE	зит	F/	FACTEUR (C) AU DÉBUT DE LA PÉRIODE				
						Période	5				Périodes			
CODE	ANNÉE	CULTURE	Facteur (P)	1	2	3	4	5	1	2	•	4	5	
9	1	ORGE	1	122	163	204	245	306	0,350	0,190	0,060	0,030	0,170	
9	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
9	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
10	1	PÂTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
10	2	PÅTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
10	3	PÂTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
11	1	PÅTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
11	2	PÅTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
11	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
12	a 1	PÂTURAGE	1	1	90	180	218	303	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
12	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
12	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
13	1	JACHÈRE	1 ×	1	90	180	218	303	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	
13	2	JACHÈRE	1	1	90	180	218	303	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	
13	3	JACHÈRE	1	1	90	180	218	303	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	
14	1	JACHÈRE	1	1	90	180	218	303	0,995	0,995	0,995	0,995	0,995	
14	2	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
14	3	FOIN	1	131	160	189	218	303	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	
15	1	BÂTIMENT	1	1	90	180	218	303	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
15	2	BÂTIMENT	1	1	90	180	218	303	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
15	3	BÂTIMENT	1	1	90	180	218	303	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	

7.1.3.5 Découpage du bassin versant en carreaux

L'hétérogénéité spatiale des caractéristiques physiques du bassin versant de Lennoxville a été considérée en segmentant la région d'étude suivant le principe du découpage en carreaux entiers utilisé dans CEQUEAU (*cf.* section 4.3.1). Plusieurs études ont été effectuées sur le découpage des unités spatiales utilisées en modélisation hydrologique mais aucun concensus n'existe actuellement sur la dimension optimale que devraient avoir ces éléments de calcul (ex: Wehde 1982; Fellows et Ragan 1986; Brown *et al.* 1993; Vieux et Needham 1993; Cao et Lam 1997).

Afin d'étudier l'influence de la taille des carreaux (*i.e.* la résolution) sur la variabilité des données spatiales d'entrée des modèles CEQUEAU et MODÉROSS et sur les résultats des simulations, trois découpages de la région d'étude ont été effectués à l'aide du SIG IDRISI. La première subdivision contient des carreaux de 100 m par 100 m (1 ha), la seconde contient des carreaux de 50 m par 50 m (0,25 ha) et la troisième contient des carreaux de 25 m par 25 m (0,0625 ha). Ces découpages ont conduit à créer trois grillages composés de 19 colonnes et de 10 lignes (résolution de 1 ha), de 38 colonnes par 20 lignes (résolution de 0,25 ha) et de 76 colonnes par 40 lignes (résolution de 0,065 ha). Ces lignes et ces colonnes sont utilisées pour codifier la position des carreaux dans le système (I-J) de référence spatiale du modèle CEQUEAU.

Considérant que la région d'étude occupe une superficie de 190 ha, les subdivisions en carreaux de 1 ha, 0,25 ha et 0,065 ha ont produit, respectivement, des grillages de 190 carreaux, 760 carreaux et 3040 carreaux. Puisque le fichier ASCII d'une image matricielle dans IDRISI se présente comme une suite de valeurs disposées en une seule colonne, il a été possible de générer automatiquement des séries de valeurs (1 à 190; 1 à 760; 1 à 3040) à partir d'un chiffrier électronique (ex: EXCEL). Les commandes SSTIDRIS et POLYVEC d'IDRISI ont été utilisées pour construire les trois images à partir des valeurs contenues dans le fichier LNXGRIL1.PRN.En appliquant un masque de la superficie du bassin versant de Lennoxville sur chacune des images, on obtient des images (CARENT.IMG) qui représentent le bassin versant segmenté en plusieurs carreaux entiers. Le masquage du bassin versant par les carreaux de 1 ha donne 103 éléments de calcul, par les carreaux de 0,25 ha donne 367 éléments de calcul et par les carreaux de 0,065 ha donne 1350 éléments de calcul. La figure 7.12 illustre ces trois subdivisions et délimite (en gras) les carreaux appartenant au bassin versant de Lennoxville.

Les carreaux situés sur le bassin versant de Lennoxville correspondent aux éléments de calcul sur lesquels ont été extraites les informations spatiales à partir desquelles ont été effectuées les simulations avec CEQÉROSS. Le nombre d'éléments de calcul augmente donc rapidement en fonction de la résolution adoptée (*i.e.* la taille des carreaux). Le choix d'une résolution spatiale a une influence considérable sur la quantité des données spatiales d'entrée des modèles CEQUEAU et MODÉROSS, sur la durée des simulations et sur la dimension des fichiers à gérer. Aucune subdivision des carreaux entiers en carreaux partiels (*cf.* section 4.3.1) n'a été effectuée sauf pour les carreaux entiers touchant à la limite du bassin versant.



Figure 7.12 : Subdivisions du bassin versant de Lennoxville en carreaux de ; A: 1 ha (100 m par 100 m), B: 0,25 ha (50 m par 50 m) et C: 0,065 ha (25 m par 25 m)

7.1.3.6 Extraction des données physiographiques

Les images matricielles représentant les carreaux entiers, l'occupation du territoire et les altitudes (*i.e.* MNA) sur le bassin versant de Lennoxville ont été utilisées pour déterminer la position des carreaux, la topographie, le réseau d'écoulement et les superficies en forêts, en lacs et en marais nécessaires au modèle hydrologique CEQUEAU (*cf.* section 4.3). Les données extraites pour chaque carreau comprenaient: le code de localisation (I-J), l'altitude moyenne, la proportion (%) appartenant au bassin versant ainsi que les proportions (%) occupées par les forêts, les lacs et les marais. Ces données physiographiques, obtenues par l'intermédiare de la macro-commande IDCEQ.IML et de la base de données d'IDRISI (*Database Workshop*), se présentaient sous formes de fichiers d'images (.IMG) et d'attributs (.VAL). Ces informations ont été utilisées pour préparer le fichier des données physiographiques (.PHY) (*cf.* figure 6.2).

Le modèle hydrologique CEQUEAU et le SIG IDRISI utilisent deux systèmes cartésiens différents pour localiser spatialement les carreaux entiers. Une correspondance entre la codification des carreaux entiers dans le SIG IDRISI (ligne-colonne) et dans le modèle CEQUEAU (I-J) était donc nécessaire. Cette correspondance a été établie par l'intermédiaire d'une requête SQL effectuée dans la base de données d'IDRISI. Cette requête a également permis d'identifier les carreaux appartenant au bassin versant. Le bassin versant de Lennoxville ne contient pas de zone forestière mais possède deux petites zones mal drainées (*i.e.* sols organiques) situées en bordure du ruisseau. Les superficies en marais occupent 1% du bassin versant alors que les superficies en eau (lacs et ruisseau), en zone urbaine et en zone agricole occupent, respectivement, 1,8% , 5,3% et 91,9% du bassin versant. Les proportions (%) en marais et en lacs-rivière ont été évaluées pour chaque carreau du bassin versant à l'aide du SIG IDRISI.

L'altitude moyenne de chacun des carreaux du bassin versant de Lennoxville a été extraite du MNA à l'aide de la commande EXTRACT d'IDRISI en ayant l'image des carreaux entiers CARENT.IMG comme image de référence spatiale (*feature definition image*). La détermination de la direction de l'écoulement de l'eau de surface sur chacun des carreaux du bassin versant ainsi que l'identification des carreaux récepteurs devaient être connues pour simuler correctement le drainage des eaux. Cette opération consistait à déterminer dans quel carreau aval se jette un carreau situé en amont et ainsi de suite jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

Une représentation fidèle de la direction des écoulements sur le bassin versant s'avère essentielle car elle exerce une influence considérable sur la modélisation de l'hydrologie et du transport des sédiments à l'échelle d'un bassin versant. Le modèle de drainage DEDNM, adapté pour IDRISI par Cluis et al. [1996], a produit les images MNETSENS.IMG et MNETAVAL.IMG qui contiennent, respectivement, les informations sur la direction d'écoulement des eaux de surface et l'identification des carreaux récepteurs. Compte tenu de la dimension du bassin versant de Lennoxville, il a été possible de tenir compte de l'influence de certaines interventions humaines sur l'écoulement des eaux de surface (ex: routes, ponceaux) et d'apporter quelques corrections à l'image des directions d'écoulement MNETSENS. La détermination des directions d'écoulement à proximité des infrastructures routières s'est effectuée en superposant à l'écran (commande DISPLAY) les couches vectorielles représentant les carreaux (CARENT.VEC) et la direction des écoulements (MNETSENS.VEC). Cette opération a conduit à modifier les codes de direction des écoulements de surface dans le fichier ASCII de l'image MNETSENS.IMG. La figure 7.13 présente le trajet d'écoulement corrigé des eaux de surface sur le bassin versant de Lennoxville pour la résolution de 50 m (0,25 ha). La même procédure a été appliquée pour les résolutions de 100 m et 25 m.

7.1.3.7 Extraction des données d'érosion et de gestion agricole

Les images matricielles illustrant la distribution spatiale des séries de sols, des cultures et des altitudes (*i.e.* MNA) du bassin versant de Lennoxville ont été utilisées pour déterminer les facteurs d'érodabilité (K), de topographie (LS) et de gestion agricole (C et P) nécessaires au modèle MODÉROSS (*cf.* chapitre 5). Les données extraites pour chaque carreau comprenaient la pente moyenne, le facteur d'érodabilité annuelle moyenne pondérée ainsi que les modes d'occupation du sol (urbain, agricole) et de gestion agricole dominants (culture, rotation). Les données d'érosion et de gestion agricole ont été obtenues par l'intermédiare de la macro-commande IDEROS.IML et de la base de données d'IDRISI (*Database Workshop*) et se présentaient sous formes de fichiers d'images (.IMG) et d'attributs (.VAL). Ces informations ont été utilisées pour préparer le fichier de données d'érosion (.ERO) (*cf.* figure 6.2). Le MNA a été utilisé avec les commandes SURFACE et EXTRACT du SIG IDRISI pour générer les pentes moyennes sur chaque carreau du bassin versant. Le code du sens de l'écoulement des eaux de surface a également été extrait pour chaque carreau (*cf.* figure 5.8). Ces données ont servi à calculer le facteur topographique (LS) du modèle d'érosion MODÉROSS (*cf.* équation 5.30).





.

Le calcul du facteur d'érodabilité annuelle moyenne (K) pour chaque carreau s'est effectué dans le SIG IDRISI en assignant à chaque série de sol du bassin versant, la valeur d'érodabilité annuelle moyenne calculée au tableau 7.3 et en pondérant ces valeurs d'érodabilité en fonction de la superficie relative des séries de sol présentes sur chaque carreau (*cf.* section 5.2.1.2). Pour le calcul du facteur de la végétation (C), le modèle MODÉROSS nécessite de connaître le code du système de gestion agricole dominant sur chaque carreau. Ce code sert à établir un lien avec le code de gestion du fichier des données agricoles (.GES) (*cf.* tableau 7.4). Puisque les techniques de protection contre l'érosion hydrique étaient absentes à l'échelle du bassin versant, le facteur du contrôle de l'érosion (P) a été fixé à un (1) pour cette application. Le tableau 5.12 fournit les valeurs du facteur P pour différentes interventions agricoles de protection des sols.

7.1.3.8 Examen de la variabilité des données spatiales

La structure de CEQÉROSS a été conçue de façon à tenir compte de l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques physiques d'un bassin versant. La qualité des simulations sera donc influencée par la variabilité des données spatiales qui alimentent le modèle hydrologique CEQUEAU et le modèle d'érosion MODÉROSS. Cette variabilité a été examinée en étudiant l'impact de la résolution des carreaux (*i.e.* taille des carreaux) sur l'extraction des données concernant la topographie, l'écoulement des eaux de surface, l'érodabilité des sols et l'utilisation du territoire agricole. L'examen consistait à comparer la répartition spatiale des données d'altitude, de pente, de direction d'écoulement, d'érodabilité annuelle moyenne et de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville pour les carreaux de 100 mètres, 50 mètres et 25 mètres de résolution.

La figure 7.14 donne les statistiques descriptives relatives aux données d'altitudes et de pentes extraites des carreaux de 100 mètres, 50 mètres et 25 mètres de résolution. L'image du MNA d'origine (à 5 m de résolution) possèdait une altitude moyenne de 182,8 m et un écart-type de 19,7 m, ce qui conduit à un coefficient de variation des altitudes de 10,8%. La similarité des moyennes et des écart-types des altitudes provenant des carreaux de 25 m et 100 m suggère que la diminution de la résolution influence peu la distribution statistique de l'altitude à l'échelle du bassin versant de Lennoxville. Quelque soit la résolution employée, le coefficient de variation des altitudes s'est maintenu à 10,9% sur le bassin versant.



Figure 7.14 : Comparaison des caractéristiques topographiques sur le bassin versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images.

L'homogénéité spatiale des altitudes sur le bassin versant a été vérifiée à l'aide de l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran (cf. équation 4.7). Des carreaux situés l'un près de l'autre et ayant des valeurs d'altitude similaires augmenteront l'autocorrélation spatiale. Le MNA d'origine (à 5 m de résolution) possèdait une autocorrélation de 0,998 révélant par le fait même une très forte homogénéité spatiale des altitudes sur le bassin versant. Les valeurs de l'indice d'autocorrélation des altitudes étaient de 0,952, 0,980 et 0,989 pour les résolutions de 100 m, 50 m et 25 m respectivement. Cette statistique indique que la répartition spatiale des altitudes moyennes du bassin versant de Lennoxville subit une faible diminution d'homogénéité lorsque la taille des carreaux augmente. Puisque la distribution spatiale des altitudes provenant du bassin versant s'éloigne davantage de celle de l'image du MNA de base lorsque la résolution diminue, l'utilisation des carreaux de 100 m de résolution contribuerait à accroître l'erreur totale associée à l'acquisition des données spatiales d'altitudes.

L'homogénéité observée dans la distribution spatiale des altitudes moyennes des carreaux se répercute sur la distribution spatiale des pentes à l'échelle du bassin versant. Le MNA d'origine possédait une pente minimum de 0,1 degré et une pente maximum de 24,5 degrés. La valeur maximum des pentes pour la résolution de 100 m atteignait 7,9 degrés alors qu'elle atteignait 18,7 degrés pour les résolutions de 50 m et 25 m respectivement. Une diminution de la valeur minimum des pentes en fonction de l'augmentation de la résolution des carreaux a aussi été constatée sur le bassin versant. L'extraction des pentes à partir des carreaux de 100 m a conduit à une surestimation des pentes faibles et à une sous-estimation des pentes fortes. Le MNA d'origine possèdait une pente moyenne de 3,8 degrés et un écart-type de 2,4 degrés, ce qui conduit à un coefficient de variation des pentes de 64,8%. Les pentes moyennes extraites des carreaux de 100 m, 50 m et 25 m étaient similaires alors que les écarts-types augmentaient en fonction de l'augmentation de la résolution. Le coefficient de variation des pentes est passé de 38,5% à 56,3% lorsque la taille des carreaux passait de 100 m à 25 m. L'indice d'autocorrélation spatiale de Moran des pentes étaient de 0,887 pour le MNA d'origine (à 5 mètres de résolution) alors qu'il s'élevait à 0,461, 0,523 et 0,641 pour les résolutions de 100 m, 50 m et 25 m. Cette statistique d'autocorrélation révèle une baisse de l'homogénéité spatiale des pentes sur le bassin versant de Lennoxville lorsque la taille des carreaux augmente. L'extraction des données topographiques à partir des carreaux de 50 m et 25 m respecte davantage les caractéristiques originales du relief sur le bassin versant de Lennoxville.

La figure 7.15 présente la répartition des directions d'écoulement des eaux de surface sur le bassin versant de Lennoxville telles qu'extraites des carreaux de 100 mètres, 50 mètres et 25 mètres de résolution. Quelle que soit la résolution employée, l'écoulement des eaux de surface se dirigeait majoritairement en direction de l'ouest et du sud. Cette dominance ouest/sud tendait cependant à s'effacer aux dépens de l'est lorsque la taille des carreaux diminuait. Au total, près de 53% de la superficie du bassin versant s'écoulait dans les directions ouest et sud pour la résolution de 100 m comparativement à 39% pour la résolution de 25 m. La répartition de l'écoulement des eaux vers l'est est passée de 3% à 9% lorsque la résolution passait de 100 m à 25 m. L'homogénéité dans la répartition spatiale des directions d'écoulement diminue en fonction de l'augmentation de la taille des carreaux. L'imprécision du modèle de drainage utilisé pour reproduire le trajet de l'écoulement des eaux de surface expliquerait en partie cette situation. Puisque l'augmentation de la résolution conduit à une augmentation du nombre de carreaux, elle conduit aussi à une hausse du risque d'erreur lors de la modélisation du réseau de drainage. De façon générale, l'utilisation des carreaux de 50 m a permis d'extraire une information spatiale plus réaliste du trajet d'écoulement probable des eaux de surface sur le bassin versant de Lennoxville.

La figure 7.16 présente la distribution statistique de l'érodabilité annuelle moyenne sur le bassin versant de Lennoxville telle qu'extraite des carreaux de 100 mètres, 50 mètres et 25 mètres de résolution. Quelle que soit la résolution employée, la valeur maximum de l'érodabilité annuelle moyenne sur le bassin versant atteignait 0,052 t ha h/MJ ha mm, ce qui correspond au maximum d'érodabilité associée au sol de la série Sheldon (*cf.* tableau 7.3). L'extraction de la valeur minimum d'érodabilité à partir des carreaux de 100 m a conduit à surestimer d'environ 19 fois la valeur minimum d'érodabilité fixée à 0,001 t ha h/MJ ha mm. La présence probable de plusieurs séries de sol à l'intérieur des carreaux pourrait expliquer cette surestimation. Les valeurs moyennes d'érodabilité des carreaux de 100 m, 50 m et 25 m étaient similaires alors que les écarts-types augmentaient en fonction de la résolution. Le coefficient de variation de l'érodabilité est passé de 15,3% à 23,6% lorsque la taille des carreaux passait de 100 m à 25 m. Quelle que soit la résolution employée, la distribution des valeurs d'érodabilité en-deçà de 0,027 t ha h/MJ ha mm a été la même sur 3% du bassin versant alors qu'au-delà de 0,038 t ha h/MJ ha mm, la diminution de la taille des carreaux produit une variabilité plus élevée de l'érodabilité sur 45% du bassin versant.



Figure 7.15 : Comparaison de la répartition des directions d'écoulement de surface sur le bassin versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images.



Figure 7.16 : Comparaison de la répartition de l'érodabilité annuelle moyenne sur le bassin versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images.

L'hétérogénéité de l'érodabilité s'observe aussi par l'examen de l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran (*cf.* équation 4.7). La valeur de cet indice atteignait 0,364, 0,509 et 0,721 pour les résolutions de 100 m, 50 m et 25 m respectivement alors que l'image d'érodabilité d'origine (5 mètres de résolution) possèdait une autocorrélation spatiale de 0,894. Cette statistique révèle une diminution de l'homogénéité dans la répartition spatiale de l'érodabilité annuelle moyenne sur le bassin versant de Lennoxville lorsque la taille des carreaux augmente. L'extraction de l'érodabilité annuelle moyenne à partir des carreaux de 50 m et 25 m semble respecter davantage la vulnérabilité du sol à l'érosion hydrique sur le bassin versant.

La figure 7.17 présente la répartition spatiale des systèmes de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville tels qu'extraits des carreaux de 100 mètres, 50 mètres et 25 mètres de résolution. De façon générale, l'augmentation de la taille des carreaux influence peu la proportion de la superficie du bassin versant occupée par les différents systèmes de gestion agricole. La rotation#1 (FOIN/FOIN/FOIN), la plus importante du bassin versant en terme de superficie, est la seule occupation qui présente une différence notable entre les résolutions de 100 m et 25 m. Les superficies du bassin versant occupées par les rotations #8 (ORGE/ORGE/FOIN) et #7 (MAĨS/ORGE/MAĨS) sont peu affectées par la taille des carreaux, les différences se faisant surtout sentir pour la résolution de 100 m. La répartition spatiale des systèmes de gestion agricole est difficile à examiner car le découpage des champs résulte en un chevauchement des carreaux sur plusieurs systèmes de gestion agricole différents et ce d'autant plus que la taille des carreaux est grande et que la dimension des champs est petite. Le système de gestion agricole dominant sur le carreau est plus facile à déterminer lorsque la résolution est fine. L'extraction des systèmes de gestion agricole dominant sur le carreau est plus facile à partir des carreaux de 50 m et 25 m semble mieux reproduire l'utilisation du sol sur le bassin versant de Lennoxville.

L'examen de la variabilité des données spatiales indique donc une diminution générale de l'homogénéité spatiale des caractéristiques topographiques, de direction d'écoulement et d'érodabilité lorsque la taille des carreaux augmente. Le découpage du bassin versant en carreaux de 50 m de résolution (0,25 ha) représente alors un compromis intéressant pour l'application de l'approche de simulation proposée dans cette thèse. La détermination de la résolution optimum des carreaux demanderait une étude plus poussée faisant intervenir des procédures analytiques basées sur l'estimation d'erreurs (ex: Quentin 1999).



Figure 7.17 : Comparaison de la répartition des systèmes de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville pour différentes résolutions d'images.

7.1.4 Préparation des fichiers pour la simulation

Les procédures d'acquisition des données ponctuelles et spatiales ont conduit à la création de quatre fichiers de données non-préparées concernant la physiographie (.PHY), la météorologie (.MET), l'hydrométrie (.DEB) et la qualité de l'eau (.SSO) ainsi qu'à la création de deux fichiers de données préparées concernant l'érosion (.ERO) et la gestion agricole (.GES). Le fonctionnement de CEQÉROSS nécessite aussi la présence de trois fichiers d'informations concernant le bassin versant (.BAS), les stations météorologiques et hydrométriques (.DHM) et la station de qualité des eaux (.DQL). Ces fichiers sont utilisés par les programmes spécifiques PHYSCEQ, HYMET et QUALSS pour produire les fichiers de données préparées alimentent directement le modèle hydrologique CEQUEAU et le modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension MODÉROSS. À ces fichiers s'ajoutent les fichiers (.PAH) et (.PQL) contenant les paramètres de calage du modèle CEQUEAU et du modèle MODÉROSS (*cf.* figure 6.2). La fenêtre de pilotage du logiciel CEQÉROSS (*cf.* figure 6.3) permet de sélectionner les fichiers nécessaires à la simulation.

7.2 Simulation avec CEQÉROSS

7.2.1 Calage et validation de CEQUEAU et MODÉROSS

L'ensemble des fichiers créés précédemment permettent d'effectuer une simulation avec CEQÉROSS (cf. figure 6.2). Puisque le bassin versant de Lennoxville a été segmenté en carreaux de 50 m de résolution, la simulation impliquait donc 367 éléments de calcul. La procédure de calage de CEQÉROSS consistait à ajuster l'ensemble des paramètres de calage de CEQUEAU et de MODÉROSS de façon à reproduire le mieux possible les valeurs journalières et mensuelles des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension mesurées à l'exutoire du bassin versant au cours des périodes d'octobre 1991 à septembre 1992 (calage) et d'octobre 1992 à septembre 1993 (validation). L'obtention de plusieurs jeux de paramètres "optimaux" est chose possible lors du calage d'un modèle car il peut y avoir compensation des paramètres entre eux [Beven 1989; Jain 1993]. La présence probable de telles équivalences dans les systèmes hydrologiques naturels a été soulignée par Beven et Binley [1992].

Les données disponibles à Lennoxville pour la période 1991-1993 ne contenaient pas les mesures directes d'érosion hydrique nécessaires pour calibrer et valider la composante d'érosion hydrique des sols du modèle MODÉROSS. Fournier [1960] considère cependant la possibilité d'utiliser les données sur le transport des solides en suspension par les cours d'eau pour mesurer indirectement l'érosion au sol à l'exutoire d'un bassin versant. Cette possibilité repose sur l'hypothèse que la sédimentation soit négligeable dans les champs ou les cours d'eau. À Lennoxville, Salehi [1996] a évalué qu'entre 93% et 95% de la charge sédimentaire était transportée sous la forme de sédiments en suspension. D'autre part, Mabit et al. [1999] ont estimé, à partir de mesures au ¹³⁷Cs, une redéposition nette très faible des sédiments érodés.

Puisque les sédiments fins en suspension qui parviennent jusqu'aux cours d'eau sont susceptibles d'être transportés jusqu'à l'exutoire du bassin versant, leur quantité devient indicatrice de l'intensité des phénomènes d'érosion survenus sur le bassin versant et devient apte à traduire l'importance des activités génératrices d'érosion. Les données sur le transport des solides en suspension mesurées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville ont donc été utilisées pour calibrer et valider le modèle d'érosion MODÉROSS, ce qui constitue en soi une façon originale d'utiliser des données d'observation pour ajuster un modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension à l'échelle d'un bassin versant. Les données d'érosion présentées à la section 7.1.1 ont aussi été utilisées à titre de comparaison.

7.2.2 Ajustement des paramètres de calage

Le calage des paramètres des modèles CEQUEAU et MODÉROSS avait pour but principal de trouver les "meilleures" valeurs des paramètres d'ajustement de façon à ce que les données journalières des débits et des concentrations de solides en suspension calculées par les modèles coïncident avec celles mesurées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville. L'ajustement des paramètres de calage de la partie hydrologique de CEQÉROSS s'est effectué à l'aide du fichier (.PAH) alors que l'ajustement des paramètres de calage de la partie érosion hydrique et transport des solides en suspension s'est effectué à partir du fichier (.PQL) (*cf.* figure 6.2). Morin *et al.* [1995b] précisent les étapes de calage du modèle CEQUEAU. Les valeurs ajustées au pas de temps journalier des paramètres de calage de la composante hydrologique du modèle CEQNIT [Boukchina 1994] pour la période juin 1991 à mai 1993 ont servi de point de départ pour le calage des paramètres de CEQUEAU sur le bassin versant de Lennoxville.

Pour effectuer le calage du modèle MODÉROSS, un jeu de paramètres a d'abord été décidé au début de la simulation. Le paramètre d'érosivité annuelle moyenne [ERAN] a été estimé à 1547,04 MJ mm/ha h (cf. tableau 5.6) alors que le paramètre donnant la durée de la période sans gel au sol [PERSG] a été fixé à 110 jours (cf. tableau 5.7). Les paramètres spécifiant les jours juliens du début de la saison froide [DSF] et de la saison chaude [DSC] ont été établis à 274 et 90 respectivement. Les coefficients [FARP1] et [FARP2] pour la relation érosivitéprécipitation ont été estimés à 0,107 et 0,183 au début de la simulation (cf. tableau 5.4). Les paramètres [DIAM1], [DIAM2], [DIAM3] et [DIAM4] donnant les limites supérieures du diamètre des quatres classes granulométriques de sédiments en suspension transportés en rivière ont été fixés à 0,050 mm, 0,250 mm, 0,500 mm et 2,000 mm respectivement (cf. section 5.2.2.4). Les paramètres [POSS1], [POSS2], [POSS3] et [POSS4] donnant les proportions des sédiments en rivière pour chacune des classes granulométriques de sédiments en suspension ont été estimés à partir de la distribution granulométrique des sédiments en suspension de la rivière Eaton située à proximité du bassin versant de Lennoxville [Carson et al. 1973]. Ces proportions ont été fixées respectivement à 0,64, 0,32, 0,03 et 0,01 au début de la simulation. Les paramètres [SED1], [SED2], [SED3] et [SED4] donnant les masses de sédiments en rivière pour chacune des classes granulométriques ont été fixés à 0,001 tonne chacun. Les paramètres [COEFQPT] et [EXPQPT] qui permettent de calculer le ruissellement de pointe ont été obtenus à partir de la relation entre les débits moyens journaliers et les débits maximums horaires journaliers à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993 (cf. figure 7.18). L'exposant [EXPQPT] a été établi à 1,062 alors que le coefficient [COEFQPT] a été établi à 2,143 au début de la simulation. Le ruissellement de pointe a été calculé à l'aide de l'équation 5.10 (cf. section 5.2.1.1).

Le calage final des paramètres des modèles s'est effectué par essais et erreurs, c'est-à-dire par l'analyse des résultats des simulations et modifications successives des paramètres jusqu'à ce que les concentrations journalières de solides en suspension calculées et observées deviennent comparables. La vérification de l'ajustement s'est effectuée visuellement à partir de la fenêtre de pilotage de CEQÉROSS (*cf.* figure 6.3) ainsi que par l'examen des critères statistiques de performance (*cf.* section 4.6.1.1). Les tableaux 7.5 et 7.6 présentent les valeurs finales des paramètres de calage de CEQUEAU et MODÉROSS sur le bassin versant de Lennoxville pour la période d'octobre 1991 à septembre 1992.



Chapitre 7, Application de CEQÉROSS

183

Tableau 7.5 : Valeurs finales des paramètres de calage de CEQUEAU ajustées pour le bassin versant de Lennoxville (carreaux de 0,25 ha)

No .	Nom	Description	Valeur
1	STRNE	Seuil de transformation pluie-neige (°C).	0,000
2	TFC	Taux potentiel de fonte en forêt (mm/°C/jour).	2,500
3	TFD	Taux potentiel de fonte en clairière (mm²C/jour).	5,723
4	TSC	Seuil de température de fonte en forêt (C).	0,500
5	TSD	Seuil de température de fonte en clairière (C).	0,346
6	TTD	Coefficient de déficit calorifique.	0,826
7	TTS	Température du mûrissement du stock de neige (°C).	-2,100
8	CIN	Coefficient d'infiltration dans le réservoir NAPPE.	0,550
9	CVMAR	Coefficient de vidange du réservoir LACS et MARAIS.	0,075
10	CVNB	Coefficient de vidange basse du réservoir NAPPE.	0,010
11	CVNH	Coefficient de vidange haute du réservoir NAPPE.	0,001
12	CVSB	Coefficient de vidange basse du réservoir SOL.	0,005
13	CVSI	Coefficient de vidange intermédiaire du réservoir SOL.	0,875
14	XINFMA	Infiltration maximale (mm/jour).	43,200
15	HINF	Seuil d'infiltration du réservoir SOL vers le réservoir NAPPE (mm).	57,975
16	HINT	Seuil de vidange intermédiaire du réservoir SOL (mm).	58,875
17	HMAR	Seuil de vidange du réservoir LACS et MARAIS (mm).	23,750
18	HNAP	Seuil de vidange supérieure du réservoir NAPPE (mm).	10,000
19	HPOT	Seuil de prélèvement de l'eau à taux potentiel, par évapotranspiration (mm).	66,336
20	HSOL	Hauteur du réservoir SOL (mm).	70,895
21	HRIMP	Lame d'eau nécessaire pour que débute le ruissellement sur les surfaces imperméables (mm).	1,500
22	COEP	Coefficient de correction des précipitations annuelles en fonction de l'altitude (mm/mètre/an).	1,250
23	EVNAP	Fraction de l'évapotranspiration prise dans le réservoir NAPPE (de 0.0 à 1.0).	0,680
24	TRI	Fraction de surface imperméable des carreaux entiers (de 0.0 à 1.0).	0,050
25	XAA	Exposant de la formule de Thornthwaite.	1,095
26	ХІТ	Valeur de l'index thermique de Thornthwaite.	23,067
27	COET	Correction des températures en fonction de l'altitude (C/1 000 m).	-0,010
28	EXXKT	Paramètre d'ajustement des coefficients de transfert d'un carreau partiel à l'autre, pour le pas de temps d'une journée	425,000

No .	Nom	Description	Valeur
1	FARP1	coefficient (saison froide) pour la relation érosivité-précipitation	0,107
2	FARP2	coefficient (saison chaude) pour la relation érosivité-précipitation	0,183
3	EXPRP	exposant pour la relation érosivité-précipitation	1,76
4	ERAN	érosivité annuelle moyenne (MJ mm / ha h)	1547,04
5	HRUISS	hauteur minimum de ruissellement nécessaire pour produire l'érosivité (mm)	0,1
6	HPLUIE	hauteur minimum de pluie nécessaire pour produire l'érosivité (mm)	1,0
7	COEFAM	coefficient pour le facteur d'amortissement de l'érosivité	0,23
8	FCTS	coefficient pour la capacité de transport du ruissellement	0,0045
9	PSDS	proportion de sédiments disponibles au sol (0 -1)	0,10
10	COEFOPT	coefficient pour le calcul du ruissellement de pointe	2,143
11	EXPOPT	exposant pour le calcul du ruissellement de pointe	1,100
12	COEFLAR	coefficient pour le calcul de la relation débit-largeur	5,00
13	EXPLAR	exposant pour le calcul de la relation débit-largeur	0,500
14	COFFPRO	coefficient pour le calcul de la relation débit-profondeur	1,50
15	EXPPRO	exposant pour le calcul de la relation débit-profondeur	0,300
16	DIAM1	limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 1 (mm)	0,050
17	DIAM2	limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 2 (mm)	0,250
18	DIAM3	limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 3 (mm)	0,500
19	DIAM4	limite supérieure du diamètre des sédiments en rivière de classe 4 (mm)	2,000
20	FPUSS1	exposant du débit pour le calcul de la production de sédiments en rivière	1,15
20	FPUSS2	exposant de la pente pour le calcul de la production de sédiments en rivière	0,77
21	ESSRIV1	coefficient (saison froide) pour la productionde sédiments en rivière	0,20
22	ESSRIV/2	coefficient (saison chaude) pour la productionde sédiments en rivière	0,03
25	POSSI	proportion des sédiments en rivière inférieure à DIAM1 (0 - 1)	0,60
27	POSS2	proportion des sédiments en rivière entre DIAM1 et DIAM2 (0 - 1)	0,25
25	P0002	proportion des sédiments en rivière entre DIAM2 et DIAM3 (0 - 1)	0.10
20	POSS	proportion des sédiments en rivière entre DIAM3 et DIAM4 (0 - 1)	0.05
21	POSSTP	proportion maximale des sédiments en rivière des classes 2, 3 et 4 exportés (0-1)	0.10
20	CED4	quantité de sédiments de classe 1 en rivière au premier iour de simulation (tonne)	0.001
29	GEDI	quantité de sédiments de classe 2 en rivière au premier jour de simulation (tonne)	0.001
34	GED2	quantité de sédiments de classe 3 en rivière au premier jour de simulation (tonne)	0.001
31	0203	quantité de sédimente de classe 4 en tivière au premier jour de simulation (fonne)	0.001

Tableau 7.6 : Valeurs finales des paramètres de calage de MODÉROSS ajustées pour le bassin versant de Lennoxville (carreaux de 0,25 ha)

7.2.3 Les fichiers et les graphiques des résultats des simulations

Les principaux résultats des simulations sont contenus dans 9 fichiers ASCII (*cf.* figure 6.2). Le fichier de renseignements généraux (.SIM) sert principalement à l'examen des paramètres d'entrée de CEQÉROSS. Le fichier (.TPF) donne les valeurs moyennes journalières de température, de pluie et de fonte à l'échelle du bassin versant. Les fichiers (.DJO) et (.SSC) contiennent, respectivement, les données journalières observées et calculées des débits (m³/s) et des concentrations de solides en suspension (mg/l) aux stations de mesures en rivière. Les fichiers (.DME) et (.SME) fournissent, respectivement, les valeurs moyennes mensuelles des débits (m³/s) et des concentrations de solides en suspension (mg/l) observées et calculées alors que les fichiers (.TJO) et (.TME) donnent, respectivement, les charges totales journalières et mensuelles de solides en suspension (tonnes) aux stations de qualité des eaux. La fenêtre de pilotage de CEQÉROSS permet de visualiser ces résultats (tableaux et graphiques).

L'exécution du programme CEQÉROSS génère également le fichier de données spatiotemporelles (.RST) qui fournit des informations mensuelles sur la distribution spatiale et temporelle de l'érosion hydrique et du transport des sédiments pour chacun des éléments de calcul (*i.e.* carreaux). Les variables actuellement disponibles au pas de temps mensuel dans le fichier (.RST) sont l'érosion, la sédimentation et le bilan sédimentaire (en tonnes et t/ha). Ces informations peuvent être visualisées à l'échelle du bassin versant et utilisées à des fins d'analyses statistiques par le SIG IDRISI.

Des représentations graphiques et des critères statistiques de performance ont été utilisés pour comparer les débits, les concentrations et les charges de solides en suspension observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulés par CEQÉROSS. La figure 7.19 compare les débits moyens, les concentrations et les charges de solides en suspension observés et simulés sur le bassin versant de Lennoxville pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 ainsi que pour la période complète 1991-1993. Ces valeurs annuelles moyennes sont présentées avec leur intervalle de confiance à 95%. Les figures 7.20 à 7.25 présentent les résultats des simulations pour des pas de temps journalier et mensuel. Des critères statistiques accompagnent chacune de ces figures.



Figure 7.19 : Comparaison entre les débits, les concentrations et les charges moyennes observés et simulés sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993.





Figure 7.20 : Comparaison entre les débits moyens journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulés par le modèle CEQUEAU (période de calage).



Figure 7.21 : Comparaison entre les débits moyens journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulés par le modèle CEQUEAU (période de validation).







Figure 7.23 : Comparaison entre les concentrations moyennes journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle MODÉROSS (période de validation).



Figure 7.24 : Comparaison entre les charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle MODÉROSS (période de calage).



Figure 7.25 : Comparaison entre les charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville et simulées par le modèle MODÉROSS (période de validation).

7.2.4 Performance de calage et de validation de CEQUEAU

La performance de calage et de validation du modèle hydrologique CEQUEAU a été évaluée par la comparaison graphique des hydrogrammes journaliers et mensuels des débits observés et simulés ainsi que par l'examen des critères de performance, soient l'erreur absolue moyenne (EAM), le coefficient de corrélation (R) de Pearson et le coefficient (NS) de Nash-Sutcliffe (*cf.* section 4.6.1.1). L'utilisation conjointe de critères absolu (*i.e.* EAM) et relatifs (*i.e.* R et NS) pour vérifier l'ajustement d'un modèle hydrologique est recommandée par Legates et McCabe [1999]. De plus, le coefficient de NS est recommandée par l'ASCE [1993] pour l'évaluation des hydrogrammes continus. La partie supérieure de la figure 7.19 compare les débits moyens observés et simulés sur le bassin versant de Lennoxville pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 ainsi que pour la période complète 1991-1993. Les figures 7.20 et 7.21 comparent les débits moyens journaliers et mensuels observés et simulées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pour les périodes de calage (1991-1992) et de validation (1992-1993).

À l'échelle journalière, le modèle hydrologique CEQUEAU a bien reproduit les débits journaliers observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville. Le synchronisme entre les pointes des hydrogrammes observés et simulés témoigne que les débits journaliers ont été prédits avec succès. L'EAM sur les débits journaliers a atteint 0,005 m³/s et 0,008 m³/s pour les périodes 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. L'ajustement des paramètres de calage de CEQUEAU a donné un coefficient NS de 0,74 et un coefficient R de 0,86 pour l'année hydrologique 1991-1992 alors que ces statistiques de performance révèlent un coefficient NS de 0,67 et un coefficient R de 0,82 pour l'année hydrologique 1992-1993. La mauvaise prédiction d'une pointe d'écoulement (crue ou étiage) tend à exagérer l'importance du coefficient NS. La formulation quadratique du coefficient NS fait qu'il devient sensible aux valeurs extrèmes [ASCE 1993].

À l'échelle mensuelle, l'EAM sur les débits moyens a atteint 0,002 m³/s et 0,004 m³/s pour les périodes 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. Les coefficients NS et R s'élèvaient à 0,87 et 0,94 respectivement pour l'année hydrologique 1991-1992 et à 0,92 et 0,97 respectivement pour l'année hydrologique 1992-1993. Le modèle hydrologique CEQUEAU a expliqué jusqu'à 74% (R = 0,86) de la variation des débits moyens journaliers et jusqu'à 94% (R = 0,97) de la variation des débits moyens mensuels observés.

À l'échelle annuelle (*cf.* figure 7.19), la valeur moyenne des débits journaliers simulés à l'exutoire du bassin versant a atteint 0,010 \pm 0,002 m³/s et 0,014 \pm 0,003 ³m /s pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 respectivement alors que la valeur moyenne des débits journaliers simulés pour la période 1991-1993 a atteint 0,012 \pm 0,002 m³/s. Comme l'indique la partie supérieure de la figure 7.19, les débits moyens simulés se comparent avantageusement aux débits moyens observés dans l'intervalle de 95%. Le débit moyen annuel observé pour l'année hydrologique 1991-1992 a été surestimé de 5% alors qu'il a été surestimé de 8% pour l'année hydrologique 1992-1993.

L'ensemble de ces statistiques de performance témoignent d'une bonne prédiction des débits moyens journaliers, mensuels et annuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993. L'examen des hydrogrammes des débits moyens journaliers simulés par CEQUEAU révèle toutefois une surestimation des débits d'étiage aux mois de janvier, février, mai et juin. Ce type d'erreur peut provenir d'une mauvaise estimation des précipitations et des températures sur le bassin versant ou d'une modélisation inadéquate des processus d'écoulement de l'eau de surface. Rudra *et al.* [1993] et Lopes [1996] soulignent l'importance d'obtenir une distribution fidèle des précipitations pour la modélisation hydrologique à l'échelle d'un bassin versant.

L'évaluation de la performance de CEQUEAU à reproduire l'hydrologie du bassin versant de Lennoxville nécessite d'examiner la variation temporelle des erreurs de simulation des débits journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant au cours de la période d'octobre 1991 à septembre 1993 (figure 7.26). L'indice IC donne le rapport entre les débits moyens journaliers calculés et observés alors que l'erreur EAM donne la moyenne mensuelle des écarts absolus entre les débits journaliers observés et simulés pendant chaque mois (*cf.* équations 4.2 et 4.5). À l'échelle journalière, l'IAC des débits journaliers varie autour d'une valeur moyenne de 3,64 (écart-type de 6,25) durant la période de simulation. Environ 46,5% des débits journaliers simulés s'inscrivent à l'intérieur de l'intervalle IC de 0,5 à 2,0 généralement considérée comme une intervalle d'erreur acceptable [Wu *et al.* 1993]. La valeur de IC augmente cycliquement à la fin de l'hiver et au début de l'été lorsque les débits sont faibles. Le modèle CEQUEAU a donc eu tendance à surestimer les petits débits journaliers. L'allure régulière de la courbe IC indique qu'aucune propagation d'erreur n'a été introduite entre le début et la fin de la simulation.



Figure 7.26 : Variation temporelle des erreurs de simulation des débits moyens journaliers et mensuels observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993).

À l'échelle mensuelle, la courbe de l'erreur absolue moyenne (EAM) des débits simulés présente également une allure qui suggère une distribution aléatoire des erreurs au cours de la période complète de simulation 1991-1993. Toutefois, les crues printanières des mois de mars et avril ainsi que les fortes précipitations estivales ont provoqué une légère hausse de l'erreur de simulation. Ces erreurs peuvent originer de l'imprécision des données d'entrée du modèle hydrologique (*i.e.* températures, précipitations, débits) ou provenir d'une mauvaise réponse de CEQUEAU à l'ajustement de certains paramètres de calage durant ces périodes de l'année (*i.e.* fonte, infiltration, évaporation).

Compte tenu du rôle d'avant plan joué par le modèle hydrologique CEQUEAU dans l'approche de simulation proposée (*cf.* figure 4.1) et considérant le flux de variables provenant de la partie hydrologique de CEQÉROSS (*cf.* figure 6.1), la phase de calage et de validation de CEQUEAU aura des répercussions directes sur le calage et la validation du modèle d'érosion hydrique et de transport des solides en suspension MODÉROSS. La simulation de l'érosion et du transport des sédiments sera d'autant plus efficace que la simulation hydrologique aura été bien réussie.

7.2.5 Performance de calage et validation de MODÉROSS

La performance de calage et de validation du modèle d'érosion MODÉROSS a été évaluée par la comparaison graphique des sédimentogrammes journaliers et mensuels des concentrations et des charges de solides en suspension observées et simulées ainsi que par l'examen des coefficients de corrélation de Pearson, de Nash-Sutcliffe et de l'erreur absolue moyenne EAM. La partie centrale de la figure 7.19 compare les concentrations moyennes observées et simulées sur le bassin versant de Lennoxville pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 ainsi que pour la période complète 1991-1993. Les figures 7.22 et 7.23 comparent les concentrations moyennes journalières et mensuelles observées et simulées à l'exutoire du bassin versant pour les périodes de calage (1991-1992) et de validation (1992-1993).

À l'échelle journalière, les concentrations de solides en suspension simulées par CEQÉROSS demeurent dans l'ordre de grandeur des concentrations observées à l'exutoire du bassin versant. L'EAM a atteint 41,6 mg/l pour l'année 1991-1992 et 54,8 mg/l pour l'année 1992-1993. Toutefois, le modèle reproduit difficilement les pointes des concentrations journalières.

L'examen des sédimentogrammes (*cf.* figures 7.22 et 7.23) révèle un décalage généralisé des pointes de concentrations observées et calculées au cours de la période d'octobre 1991 à septembre 1993. Ce décalage peut provenir d'une détermination imprécise du trajet d'écoulement de l'eau de surface qui a pour effet d'avancer ou de retarder l'apport de sédiments au ruisseau. L'ajustement des paramètres de calage de MODÉROSS a donné un coefficient NS de -0,11 et un coefficient R de 0,24 pour l'année hydrologique 1991-1992 alors que ces statistiques de performance révèlent un coefficient NS de -0,18 et un coefficient R de 0,32 pour l'année hydrologique 1992-1993. Les coefficients NS négatifs signifient que la prédiction des concentrations journalières (*cf.* équation 4.4). Ces résultats ne surprennent guère puisque la variabilité naturelle des sédiments en suspension rend difficile le calage à court terme des modèles de transport. L'évaluation de la performance d'un modèle à l'aide du coefficient NS demeure soumise aux séries temporelles de données présentant plusieurs pointes successives. De plus, une mauvaise prédiction des concentrations de solides en suspension durant l'année.

À l'échelle mensuelle, l'EAM sur les concentrations moyennes mensuelles a atteint 14,9 mg/l et 32,9 mg/l pour les périodes 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. Les coefficients NS et R s'élevaient à 0,44 et 0,72 respectivement pour l'année hydrologique 1991-1992 et à 0,24 et 0,59 respectivement pour l'année hydrologique 1992-1993. Au mieux, le modèle MODÉROSS expliquait 10,2% (R = 0,32) de la variation des concentrations moyennes journalières et près de 52% (R = 0,72) de la variation des concentrations moyennes mensuelles. Les concentrations des mois de janvier à mars 1993 (moyennes hebdomadaires) sont en partie responsables des fortes différences obtenues pour la période de validation.

La faible performance de prédiction des concentrations journalières de solides en suspension par MODÉROSS se reflète dans la comparaison des moyennes annuelles observées et simulées à la figure 7.19 (partie centrale). La moyenne annuelle des concentrations journalières de solides en suspension simulées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville a atteint 63,6 ±4,4 mg/l pour l'année hydrologique 1991-1992 et 82,5 ±7,0 mg/l pour l'année hydrologique 1992-1993. La moyenne annuelle des concentrations journalières de solides en suspension observées atteignait 69,8 ±6,6 mg/l et 68,9 ±8,5 mg/l respectivement pour ces mêmes années.

La concentration moyenne annuelle observée pour l'année hydrologique 1991-1992 a été sousestimée de 9% alors qu'elle a été surestimée de 20% pour l'année hydrologique 1992-1993. Les moyennes annuelles des concentrations simulées pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 s'écartent donc significativement des concentrations moyennes observées, même si les intervalles de confiance à 95% se chevauchent quelque peu. Cependant, la concentration moyenne de 72,8 ±4,2 mg/l simulée pour la période 1991-1993 occupe l'intervalle de confiance à 95% de la valeur moyenne observée à 69,3 ±5,3 mg/l. Ces statistiques de performance témoignent d'une faible prédiction des concentrations moyennes journalières, mensuelles et annuelles par MODÉROSS comparativement aux débits prédits par CEQUEAU.

La variation temporelle des erreurs de simulation des concentrations journalières et mensuelles de solides en suspension observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville au cours de la période d'octobre 1991 à septembre 1993 est présentée à la figure 7.27. L'indice IC donne le rapport entre les concentrations journalières simulées et observées alors que l'erreur EAM donne la moyenne mensuelle des écarts absolus entre les concentrations journalières simulées et observées pendant le mois. À l'échelle journalière l'IC varie aléatoirement autour d'une valeur moyenne de 2,62 (écart-type de 5,38) durant la période de simulation. Environ 54,6% des concentrations journalières de solides en suspension simulées s'inscrivent à l'intérieur de l'intervalle IC de 0,5 à 2,0. La courbe des valeurs de IC présente une allure générale qui s'oppose à la courbe IC pour les débits journaliers (*cf.* figure 7.26), soit une augmentation à la fin de l'hiver et à la fin de l'été lorsque les débits sont faibles. Le modèle MODÉROSS a donc surestimé les concentrations de solides en suspension lors des périodes de forts débits. L'allure régulière de la courbe de l'indice IC indique cependant qu'aucune propagation d'erreur n'a été introduite entre le début et la fin de la période de simulation.

À l'échelle mensuelle, la courbe de l'EAM des concentrations de solides en suspension au cours de la période 1991-1993 présente une allure qui suggère une propagation d'erreurs associées à l'imprécision des données d'entrée du modèle MODÉROSS (*i.e.* précipitations, débits, sédiments en suspension) ou à une mauvaise réponse du modèle suite à l'ajustement des paramètres de calage durant certaines périodes de l'année (*i.e.* érosivité, érodabilité, dimension et proportion des sédiments en rivière, influence des activités agricoles).




L'évaluation de la performance de MODÉROSS à reproduire le transport des sédiments en suspension à l'échelle du bassin versant nécessite également d'examiner les charges totales journalières et mensuelles simulées. La partie inférieure de la figure 7.19 compare les charges moyennes observées et simulées sur le bassin versant de Lennoxville pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 ainsi que pour la période complète 1991-1993. Les figures 7.24 et 7.25 comparent les sédimentogrammes des charges totales journalières et mensuelles de solides en suspension observées et simulées sur le bassin versant de Lennoxville pour les années totales de solides en suspension observées et simulées sur le bassin versant de Lennoxville pendant les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993. Les résultats sont présentés en terme de masse cumulée (t) et de taux d'érosion nette (t/ha) selon la période considérée.

À l'échelle journalière, le modèle CEQÉROSS a bien reproduit les charges solides observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville. La plupart des pointes journalières ont été prédites avec succès. L'EAM sur les charges journalières a atteint 0,067 t/j et 0,120 t/j pour les périodes 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. L'ajustement des paramètres de calage de MODÉROSS a donné un coefficient NS de 0,38 et un coefficient R de 0,65 pour l'année hydrologique 1991-1992 alors que ces statistiques de performance ont donné un coefficient NS de 0,42 et un coefficient R de 0,65 pour l'année hydrologique 1992-1993.

À l'échelle mensuelle, l'EAM sur les charges totales a atteint 1,113 t/mois et 1,859 t/mois pour les périodes 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. Les coefficients NS et R s'élevaient à 0,75 et 0,89 respectivement pour l'année hydrologique 1991-1992 et à 0,91 et 0,97 respectivement pour l'année hydrologique 1992-1993. Le modèle MODÉROSS a expliqué jusqu'à 42% (R = 0,65) de la variation des charges totales journalières et jusqu'à 94% (R = 0,97) de la variation des charges totales observées. Ces statistiques de performance témoignent d'une bonne prédiction des charges journalières et mensuelles de solides en suspension observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville.

La partie inférieure de la figure 7.19 indique que la moyenne annuelle des charges journalières de solides en suspension simulées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville a atteint 0,077 \pm 0,018 t/j pour l'année hydrologique 1991-1992 et 0,162 \pm 0,037 t/j pour l'année hydrologique 1992-1993. La valeur moyenne des charges journalières de solides en suspension simulées pour la période 1991-1993 atteignait, quant à elle, 0,120 \pm 0,021 t/j.

La charge moyenne annuelle observée pour l'année hydrologique 1991-1992 a été sous-estimée de 9% alors qu'elle a été surestimée de 6% pour l'année hydrologique 1992-1993. L'ensemble de ces statistiques de performance témoignent d'une bonne prédiction des charges sédimentaires observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993. Les charges de pointes ont été bien reproduites par CEQÉROSS.

La prédiction des charges sédimentaires a fait apparaître quelques erreurs de simulation. La variation temporelle des erreurs de simulation des charges solides journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville au cours de la période d'octobre 1991 à septembre 1993 est présentée à la figure 7.28. L'indice IC donne le rapport entre les charges solides journalières calculées et observées alors que l'erreur EAM donne la moyenne mensuelle des écarts absolus entre les charges journalières observées et simulées pendant chaque mois. À l'échelle journalière, l'indice IC varie aléatoirement autour d'une valeur moyenne de 8,7 (écart-type de 20,0) durant la période de simulation. Environ 38,3% des charges solides journalières simulées s'inscrivent à l'intérieur de l'intervalle IC de 0,5 à 2,0 généralement considéré comme une intervalle d'erreur acceptable. L'allure régulière de la courbe IC indique qu'aucune propagation d'erreur n'a été introduite entre le début et la fin de la période de simulation. À l'échelle mensuelle, la courbe EAM des charges simulées présente des fluctuations qui témoignent de la variabilité naturelle du transport des sédiments au cours de la période 1991-1993. Les crues printanières des mois de mars et avril ainsi que les fortes précipitations estivales ont provoqué une légère hausse de l'erreur de simulation.

Un petit bassin versant agricole comme celui de Lennoxville ne possède pas l'effet tampon nécessaire (*i.e.* effet cumulatif) pour régulariser la qualité de ses eaux et faciliter l'estimation journalières des charges de solides en suspension transportées en périodes critiques. La variabilité naturelle des sédiments transportés en suspension réduit l'exactitude et la précision de l'estimation des charges sédimentaires évacuées à l'exutoire des bassins versants. Dickinson [1981] a obtenu une estimation relativement exacte mais peu précise de la charge annuelle moyenne de sédiments exportés à l'exutoire d'un bassin versant du Canada en utilisant la procédure d'interpolation linéaire énoncée à l'équation 7.1. Walling *et al.* [1992] ont évalué entre -10% et +300% l'erreur d'estimation des charges annuelles par interpolation.



Figure 7.28 : Variation temporelle des erreurs de simulation des charges totales journalières et mensuelles observées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (1991 - 1993).

204 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

La figure 7.29 montre que la courbe des charges cumulées obtenue par CEQÉROSS se compare avantageusement à la courbe des charges cumulées obtenue à partir des débits et des concentrations de solides en suspension observés à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pendant la période 1991-1993 (*cf.* équations 7.1 et 7.2). Les courbes des charges observées et simulées présentent des évolutions temporelles similaires caractérisées par la présence de paliers qui témoignent d'une réponse rapide du bassin versant aux changements climatiques, hydrologiques et d'utilisation du territoire. Ces paliers marquent d'ailleurs les endroits où se retrouvent les principaux écarts entre les charges observées et simulées. Les écarts les plus importants se manifestent à l'automne 1992, à l'hiver 1993 et à l'été 1993. L'écart de l'hiver 1993 présente une charge simulée supérieure à celle observée car les débits et les concentrations simulées ont été nettement supérieurs à ceux observés (*cf.* figures 7.21 et 7.23). La pente des paliers indique que la période de transition entre les périodes de pointes simulées par CEQÉROSS est moins abrupte que celle observée. La modélisation a donc eu tendance à régulariser l'évacuation des charges solides entre les épisodes critiques.

Les charges sédimentaires simulées à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville totalisaient 27,540 t/an et 54,132 t/an pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 respectivement. Rapportées à l'échelle du bassin versant (i.e. 78 ha), ces charges conduisent à des taux d'érosion nette de 0.35 t/ha/an et 0.69 t/ha/an respectivement. La charge totale de sédiments en suspension simulée pendant la période 1991-1993 a donc atteint 81,67 t comparativement à 81,57 t par interpolation (observation), ce qui correspond à des taux moyens d'érosion nette de 0,524 t/ha et 0,523 t/ha par an, soit une différence de seulement 0,1%. Il faut noter que la majeure partie de la charge sédimentaire évacuée du bassin versant est survenue lors de la crue du printemps 1993 où, en l'espace de 30 jours, la charge cumulée observée s'est accrue de 32 tonnes (ou 25 tonnes pour la simulation), ce qui correspond à 40% (ou à 31% pour la simulation) de la charge totale cumulée pendant la période 1991-1993. L'évacuation de la charge sédimentaire lors de la crue du printemps 1992 a été moins importante avec près de 20% de la charge totale 1991-1993. Les deux crues printanières de la période 1991-1993 ont donc contribué, à elles seules, à l'exportation de 60% de la charge totale des solides en suspension du bassin versant de Lennoxville en seulement 8,2% du temps (i.e. 60 jours). La nature épisodique du transport des sédiments à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville pendant la période 1991-1993 a donc été bien reproduite par CEQÉROSS.



205

Les différences entre les valeurs observées et simulées des débits, des concentrations et des charges de solides en suspension pendant la période 1991-1993 peuvent originer de plusieurs sources d'imprécision relatives à la modélisation par CEQUEAU et MODÉROSS. L'extraction de variables spatiales par le SIG IDRISI et le calage des paramètres des modèles constituent sûrement les étapes de l'approche géomatique proposée les plus susceptibles d'engendrer ces différences. Une analyse de la sensibilité du modèle MODÉROSS face au comportement de ces paramètres et de ces variables s'avère alors essentielle.

7.3 Analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS

Une analyse de sensibilité a été effectuée afin d'évaluer l'influence relative des paramètres de calage et des variables d'entrée du modèle MODÉROSS sur l'érosion totale annuelle au sol (*i.e.* érosion brute) et sur la charge totale annuelle de solides en suspension évacuée à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville (*i.e.* érosion nette) pendant l'année hydrologique 1991-1992. L'approche adoptée consistait à utiliser un indice de sensibilité linéaire pondéré (IS) (*cf.* équation 4.6) afin de quantifier la réponse du modèle MODÉROSS aux valeurs extrèmes (minimum et maximum) des paramètres. Les résultats de l'analyse de sensibilité sont spécifiques au bassin versant étudié et aux conditions prévalant lors de la période de simulation (*site and condition specific*) [Renard et Ferriera 1993; Ferriera *et al.* 1995].

7.3.1 Paramètres et variables analysés

Les paramètres et les variables considérés pour l'analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS apparaissent au tableau 7.7 avec les valeurs minimum et maximum respectives utilisées pour le calcul de l'indice de sensibilité (IS) (*cf.* équation 4.6). L'analyse a porté sur 19 paramètres de calage et 3 variables d'entrée sélectionnés pour leur capacité à influencer l'érosion au sol, l'érosion en rivière et le transport des sédiments. Ces paramètres et variables sont présentés selon l'ordre d'utilisation dans le modèle MODÉROSS. Le premier paramètre du tableau 7.7 (*i.e.* RÉSOLUTION) sert à déterminer l'influence de la taille des carreaux sur la réponse du modèle MODÉROSS. Les douze paramètres suivants ont été utilisés pour analyser la sensibilité du modèle à l'érosion totale annuelle au sol (érosion brute) alors que l'ensemble des paramètres ont été utilisés pour analyser la sensibilité du modèle à la charge totale annuelle (érosion nette) évacuée à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville.

PARAMÈTRES #	RÉFÉRENCE	MINIMUM	MAXIMUM
RÉSOLUTION	taille des carreaux en hectare	0,065	1,000
FARP1 (es)	équation 5.11, coefficient af et tableau 5.4	0,038	0,122
FARP2 (es)	équation 5.11, coefficient ac et tableau 5.4	0,095	0,209
HPLUIE (es)	section 5.2.1.1	1,0	15,0
EXPRP (es)	équation 5.11, exposant b et tableau 5.2	1,00	2,20
COEFAM (es)	équation 5.11, exposant C _{em}	0,00	3,00
HRUISS (es)	section 5.2.1.1	0,1	5,0
COEFQPT (es)	équation 5.11, coefficient c	1,000	10,00
EXPOPT (es)	équation 5.11, exposant d	0,500	2,000
ERAN (es)	équation 5.20, R _{en} et tableau 5.6	704,65	2011,68
FKAN (ves)	équation 5.19, K _{api} et tableau 5.5	0,0205	0,0616
PENTD (ves)	équation 5.30, angle θ en degré	1,94	5,81
FC (ves)	équation 5.44, C _{sp} et tableau 5.8	0,122	0,366
FCTS (ts)	équation 5.50, coefficient K	0,0023	0,0068
PSDS (ts)	équation 5.56	0,00	1,00
FSSRIV1 (er)	équation 5.57, coefficient d (saison froide)	0,01	1,00
FSSRIV2 (er)	équation 5.57, coefficient d (saison chaude)	0,01	1,00
FPUSS1 (er)	équation 5.57, exposant e	0,58	1,73
FPUSS2 (er)	équation 5.57, esposant f	0,39	1,16
POSS1 (tr)	section 5.2.2.4	0,00	1,00
POSS4 (tr)	section 5.2.2.4	0,00	1,00
POSSTR (tr)	équation 5.61	0,00	1.00

Tableau 7.7 : Paramètres impliqués dans l'analyse de sensibilité de MODÉROSS

(es) paramètre impliqué dans l'érosion au sol

(ts) paramètre impliqué dans le transport au sol

(er) paramètre impliqué dans l'érosion en rivière (tr) paramètre impliqué dans le transport en rivière

(ves) variable impliquée dans l'érosion au sol

Les valeurs minimum et maximum de la plupart des paramètres ont été déterminées à partir de la littérature ou ont été fixées à ±50% de la valeur de base obtenue lors du calage (*cf.* tableau 7.6). La taille des carreaux utilisés pour les simulations a été modifiée de ±50% de façon à obtenir des carreaux de 1 ha et 0,065 ha. Des erreurs de ±50% ont été introduites dans les variables d'érodabilité annuelle moyenne FKAN et de pente moyenne PENTD pour chacun des éléments de calcul du bassin versant (fichier .ERO). Une erreur de ±50% a également été introduite dans les valeurs périodiques du facteur de la végétation FC pour chaque système de gestion agricole du bassin versant (fichier .GES).

La figure 7.30 et le tableau 7.8 présentent les résultats de l'analyse de sensibilité. À partir des valeurs de l'indice IS, il a été possible d'ordonner les paramètres et les variables selon leur contribution relative aux changements apportés dans l'érosion totale annuelle et la charge totale annuelle prédites par le modèle MODÉROSS. La sensibilité du modèle à un paramètre ou à une variable est d'autant plus forte que l'indice IS est élevé. Un indice de sensibilité positif indique que la réponse du modèle varie dans le même sens que la variation du paramètre ou de la variable alors qu'un indice négatif indique le contraire. Ces résultats permettent de décider de l'importance relative des efforts à fournir pour receuillir et préparer les données d'entrée nécessaires au fonctionnement de CÉQÉROSS.

7.3.2 Résultats de l'analyse de sensibilité portant sur l'érosion totale annuelle au sol

L'importance relative des changements survenus dans l'érosion totale annuelle au sol simulée par le modèle MODÉROSS suite aux variations des paramètres et variables d'érosion au sol est exprimée par l'indice de sensibilité (IS) à la figure 7.30 A. La taille des carreaux (*i.e.* RÉSOLUTION) exerce une influence directe, mais faible, sur l'érosion totale annuelle au sol. L'indice de sensibilité des paramètres de calage associés à l'érosivité des précipitations révèle que le paramètre EXPRP (*cf.* exposant b de l'équation 5.11 et figure 5.3) exerce une forte influence sur l'érosion totale annuelle au sol. La variation de la réponse du modèle MODÉROSS s'effectue dans le même sens que la variation du paramètre EXPRP. Les paramètres COEFAM et FARP2 influencent de façon égale, mais opposée, l'érosion totale annuelle au sol. Une augmentation de la valeur du paramètre COEFAM (*cf.* exposant C_{am} de l'équation 5.11 et figure 5.4) entraîne une diminution considérable de l'impact érosif des précipitations sur le sol.



Figure 7.30 : Résultats de l'analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS pour la période d'octobre 1991 à septembre 1992 sur le bassin versant de Lennoxville.

210 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

ÉROSION TOTALE ANNUELLE AU SOL#				
PARAMÈTRES ORDONNÉS	INDICE DE SENSIBILITÉ			
EXPRP	1,962			
PENTD	1,072			
FKAN	0,999			
FC	0,922			
COEFAM	-0,685			
FARP2	0,684			
EXPQPT	-0,683			
HPLUIE	-0,418			
ERAN	-0,330			
RÉSOLUTION	0,249			
COEFQPT	0,116			
HRUISS	-0,053			
FARP1	0,041			

Tableau 7.8 : Résumé de l'analyse de sensibilité du modèle MODÉROSS

pour la période d'octobre 1991 à septembre 1992 sur le bassin versant de Lennoxville

CHARGE TOTALE					
ANNUELLE À L'EXUTOIRE#					
PARAMÉTRES ORDONNÉS	INDICE DE SENSIBILITÉ				
FPUSS1	-1,763				
FPUSS2	-1,139				
PENTD	0,973				
FSSRIV1	0,718				
FSSRIV2	0,659				
EXPRP	0,355				
PSDS	0,278				
POSSTR	0,248				
POSS4	-0,234				
RÉSOLUTION	0,233				
COEFAM	-0,208				
FCTS	0,207				
FKAN	0,199				
HRUISS	-0,177				
EXPQPT	-0,155				
FC	0,148				
FARP2	0,067				
HPLUIE	-0,056				
COEFQPT	0,049				
FARP1	0,025				
POSS1	0,018				
ERAN	-0,014				

La hauteur de pluie nécessaire pour induire l'érosion pluviale (HPLUIE) représente également un paramètre important du modèle MODÉROSS. La faible influence du paramètre FARP1 sur l'érosion totale annuelle au sol serait attribuable à la présence de neige au sol qui annule l'érosivité pluviale durant la période froide de l'année.

L'indice de sensibilité des paramètres de calage associés à l'érosivité du ruissellement montre qu'une augmentation du paramètre EXPQPT (cf. exposant d de l'équation 5.11) influence inversement la réponse du modèle à l'érosion totale annuelle au sol. Le paramètre d'érosivité annuelle moyenne ERAN et la variable d'érodabilité annuelle moyenne (FKAN) servent à déterminer les jours de l'année où l'érodabilité atteint son maximum et son minimum sur le bassin versant (cf. équations 5.19 à 5.26). Pour le bassin versant de Lennoxville, l'érodabilité maximum survient vers la mi-avril tandis que l'érodabilité minimum survient à la mi-août. L'érosion totale annuelle au sol simulée par le modèle MODÉROSS varie dans le sens contraire à la variation du paramètre ERAN. Selon la figure 5.6, lorsque la valeur du paramètre ERAN (i.e. Ran) augmente, le jour où l'érodabilité atteint son maximum (tmax) arrive plus tôt dans l'année (cf. équation 5.20) et l'érodabilité maximum annuel (Kmax) devient moins élevée (cf. équation 5.25). Une erreur de 50% dans l'estimation des variables de pentes moyennes (PENTD) et d'érodabilités annuelles moyennes (FKAN) sur les éléments de calcul entraîne une hausse considérable de l'érosion totale annuelle sur le bassin versant. L'influence saisonnière de l'activité agricole sur l'érosion au sol est représentée par la variable FC (cf. variable C_{pn} de l'équation 5.44). Une erreur de 50% dans l'estimation des valeurs périodiques des facteurs FC1 à FC4 conduit également à une augmentation significative de l'érosion totale annuelle au sol sur le bassin versant de Lennoxville.

La partie gauche du tableau 7.8 présente la sensibilité du modèle MODÉROSS aux paramètres et aux variables d'érosion au sol. Les paramètres sont ordonnés selon l'influence relative exercée sur l'érosion totale annuelle au sol. Les paramètres de calage EXPRP, COEFAM et FARP2 et les variables d'entrée PENTD, FKAN et FC étant les plus influents, ils nécessitent une plus grande attention lors du calage et de la préparation des données nécessaires au fonctionnement du modèle. À l'opposé, les paramètres HRUISS et FARP1 exercent **peu** d'influence sur la simulation de l'érosion totale annuelle au sol.

7.3.3 Résultats de l'analyse de sensibilité portant sur la charge totale annuelle à l'exutoire

L'importance relative des changements survenus dans la charge totale annuelle simulée par le modèle MODÉROSS suite aux variations des paramètres d'érosion et de transport au sol et d'érosion et de transport en rivière est exprimé par l'indice de sensibilité (IS) à la figure 7.30 B. Cette figure révèle que l'ordre d'utilisation des paramètres de calage et des variables d'entrée exerce une influence considérable sur la réponse du modèle MODÉROSS. La taille des carreaux (*i.e.* RÉSOLUTION) exerce une influence relative aussi importante sur la charge totale annuelle transportée à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville que sur l'érosion totale annuelle au sol.

L'indice de sensibilité des paramètres de calage montre que les paramètres associés à l'érosion en rivière FPUSS1 et FPUSS2 (*cf.* exposants e et f de l'équation 5.57) s'avèrent ceux qui influencent le plus la charge totale annuelle exportée à l'exutoire du bassin versant. La variation de la réponse du modèle MODÉROSS s'effectue dans le sens opposé à la variation des paramètres FPUSS1 et FPUSS2. Les paramètres FSSRIV1 et FSSRIV2 (*cf.* coefficient **d** de l'équation 5.57) influencent également de façon significative la charge totale annuelle transportée à l'exutoire du bassin versant. La proportion de sédiments de classe 1 (POSS1) exerce peu d'influence sur la charge totale annuelle simulée par MODÉROSS alors que cette dernière varie inversement à l'augmentation de la proportion des sédiments en rivière de classe 4 (POSS4). Le diamètre des sédiments de la classe 4 se situe entre 0,5 et 2 mm et ceux de la classe 1 est inférieur à 0,05 mm (*cf.* section 5.2.2.4). La proportion de sédiments en rivière de classe 2, 3 et 4 exportée vers l'aval lors d'un transfert (POSSTR) exerce une influence considérable sur la charge totale annuelle. La capacité du ruisseau à transporter les particules grossières (*i.e.* sa compétence) limite donc la charge totale annuelle évacuée à l'exutoire du bassin versant.

De façon générale, les paramètres d'érosion au sol exercent moins d'influence sur la charge totale annuelle transportée en rivière que sur l'érosion totale annuelle produite au sol. Cependant, la variable d'entrée PENTD et le paramètre d'érosivité pluviale EXPRP conservent une forte influence, compte tenu de leur position hâtive dans le modèle. Le paramètre HPLUIE perd de son influence au détriment du paramètre HRUISS. Quant au paramètre d'érosivité annuelle moyenne ERAN, son influence sur la charge totale annuelle est presque nulle.

Les variables FKAN et FC exercent une influence moins importante sur la charge totale annuelle que sur l'érosion totale annuelle au sol. Les paramètres de calage associés au transport des sédiments au sol, FCTS (*cf.* coefficient K_t de l'équation 5.50) et PSDS (équation 5.56), exercent une influence directe et modérée sur la réponse du modèle MODÉROSS.

La partie droite du tableau 7.8 ordonne les paramètres et les variables de MODÉROSS selon l'influence relative qu'ils exercent sur la charge totale annuelle transportée à l'exutoire du bassin versant de Lennoxville. Les paramètres FPUSS1, FPUSS2, FSSRIV1 et FSSRIV2 associés à l'érosion en rivière étant les plus influents, nécessitent une plus grande attention lors du calage. La forme de l'équation de production de sédiments en rivière (*cf.* équation 5.57) et l'utilisation tardive des paramètres en rivière dans MODÉROSS contribuent à rehausser leur influence sur le résultat final de la simulation. La variable d'entrée PENTD et le paramètre de calage EXPRP associés à l'érosion au sol exercent également une influence considérable sur la charge totale annuelle. Quant aux paramètres de calage associés à l'érosivité FARP1, FARP2 et COEFQPT, ils exercent peu d'influence sur la charge totale annuelle évacuée du bassin versant.

7.4 Variation spatiale et temporelle de l'érosion et de la sédimentation

L'estimation des charges sédimentaires journalières ne donnent pas assez d'informations aux gestionnaires des bassins versants agricoles pour leur permettre de sélectionner les pratiques agricoles optimales (*best management practice*). Les gestionnaires sont souvent intéressés à connaître l'aspect à moyen et à long terme des conséquences qu'auront sur la qualité de l'eau et des sols, l'érosion hydrique, la sédimentation et le transport des sédiments. La réhabilitation des sols et des eaux dégradés par les activités anthropiques nécessite également une stratégie de planification qui dépend souvent des ressources financières disponibles à moyen et à long terme. Rudra *et al.* [1986] et Frenette [1990] ont utilisé des périodes mensuelles et saisonnières pour évaluer les quantités de sédiments érodés des bassins versants. Quoique les quantités de sol érodé sur chaque carreau du bassin versant de Lennoxville et les concentrations de solides en suspension évacuées à leur sortie reposent sur des simulations effectuées sur une base journalière, les résultats peuvent être ramenés sur une base mensuelle et annuelle à des fins d'analyses statistiques par le SIG.

Les simulations effectuées avec CEQÉROSS ont généré le fichier de données spatiotemporelles (.RST) qui contient les taux d'érosion et de sédimentation mensuels au sol pour chaque élément de calcul du bassin versant de Lennoxville pendant la période d'octobre 1991 à septembre 1993. Ces données ont été intégrées au SIG IDRISI et une macro-commande (CEQID.IML) a été élaborée afin de produire une série d'images illustrant le contenu du fichier. Chaque image se composait de 367 éléments de calcul. Les images ont par la suite été comparées et analysées à l'aide des commandes AUTOCORR, CROSSTAB et PROFIL d'IDRISI afin de déceler des tendances spatio-temporelles. Les taux d'érosion et de sédimentation ainsi que l'apport sédimentaire et le bilan sédimentaire ont été analysés successivement. Ce type d'analyse peut servir à cibler les secteurs du bassin versant les plus vulnérables à l'érosion/sédimentation. Les images, à 50 m de résolution (*i.e.* 0,25 ha), ont été augmentées à 5 m de résolution à l'aide de la commande EXPAND d'IDRISI afin d'être affichées.

7.4.1 Variation des taux d'érosion brute au sol

La figure 7.31 illustre la variation spatiale du taux d'érosion brute au sol sur le bassin versant de Lennoxville pour les années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 ainsi que pour la période 1991-1993. L'utilisation de la commande EXTRACT du SIG IDRISI a permis d'estimer, avec un degré de confiance de 95%, que le taux d'érosion annuel moyen à la surface du bassin versant a atteint 2,09 \pm 0,25 t/ha/an lors de l'année hydrologique 1991-1992 comparativement à 3,55 \pm 0,42 t/ha/an lors de l'année hydrologique 1992-1993. Cette différence inter-annuelle de l'érosion au sol simulée par le modèle CEQÉROSS résulterait principalement d'une hausse de l'érosivité totale suite aux précipitations plus abondantes reçues au cours de l'année hydrologique 1992-1993 (*cf.* figure 7.2 et section 7.1.2.1). L'augmentation des superficies agricoles en cultures d'orge associée à une diminution des superficies en pâturages seraient également responsables de cette différence (*cf.* figures 7.9 et 7.10). Le taux d'érosion moyen au sol pour la période 1991-1993 s'élevait à 2,82 \pm 0,32 t/ha/an, ce qui est inférieur au seuil critique de 6 t/ha/an pour une production agricole mais supérieur au seuil d'érosion naturelle de 1 t/ha/an (*cf.* sections 2.1.5).

Une analyse spatiale du degré d'association (*cf.* équation 4.10) entre les cinq classes de taux d'érosion apparaissant sur les images des années hydrologiques 1991-1992 et 1992-1993 a été effectuée à l'aide de la commande CROSSTAB d'IDRISI. Cette analyse visait à localiser les secteurs érosifs persistants du bassin versant pour la période 1991-1993.



Figure 7.31 : Variation spatiale du taux d'érosion brute annuelle au sol sur le bassin versant de Lennoxville

216 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

L'analyse a produit un coefficient Kappa (KIA) global de 0,24 indiquant une faible corrélation entre les classes d'érosion pour ces deux années consécutives. La classe de moins de 1,5 t/ha/an accuse le plus de ressemblance spatiale entre les années 1991-1992 et 1992-1993 avec un coefficient Kappa partiel de 0,87 alors que les classes de 3,0 à 4,5 t/ha/an et de 4,5 à 6,0 t/ha/an sont celles qui accusent le moins de ressemblance avec des coefficients Kappa partiels respectifs de -0,07 et 0,07 qui approchent celui d'une association aléatoire (*i.e.* KIA = 0). Les superficies des classes extrêmes sont celles qui ont été les plus modifiées entre les deux images. La classe de moins de 1,5 t/ha/an occupait 42,1% du bassin versant en 1991-1992 comparativement à 21,7% en 1992-1993 alors que la classe de 6,0 t/ha/an et plus (seuil critique pour la conservation des sols agricoles) occupait 5,8% du bassin versant en 1991-1992 comparativement à 18,1% en 1992-1993. En moyenne, pour la période 1991-1993, près de 67,3% du bassin versant accusait un taux d'érosion brute inférieur à 3 t/ha/an alors qu'environ 10,5% du bassin versant présentait un taux d'érosion supérieur à 6 t/ha/an.

Des tests d'autocorrélation spatiale de Moran (*cf.* équation 4.7) pratiqués sur les images de la figure 7.31 à l'aide de la commande AUTOCORR du SIG IDRISI ont rejeté, au seuil α =5%, l'hypothèse nulle d'une distribution aléatoire des taux d'érosion au sol sur le bassin versant. Des coefficients de Moran (I) de 0,35 et 0,39 pour les années 1991-1992 et 1992-1993 respectivement et de 0,36 pour la période 1991-1993 indiquent un degré de corrélation modéré entre le taux d'érosion des éléments de calcul et celui de son voisinage immédiat. Ces statistiques suggèrent que l'érosion brute simulée par CEQÉROSS a tendance à se répartir par zones homogènes et de chercher d'autres "*pattern*" sur le bassin versant qui pourraient être corrélés avec les taux d'érosion, par exemple; la topographie, la pédologie et l'utilisation du sol.

7.4.2 Variation de l'érosion au sol selon la topographie, les sols et l'activité agricole

La figure 7.32 présente les statistiques décrivant les taux annuels moyens d'érosion au sol par classes de pentes sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991-1993. Le taux d'érosion brute et son écart-type augmentent en fonction de l'importance des classes de pentes, passant de 1,70 t/ha/an pour la classe de moins de 2,5% à 6,55 t/ha/an pour la classe de 15% et plus. Ces valeurs incluent toutefois l'influence des types de sols et des activités agricoles.



Figure 7.32 : Taux d'érosion annuelle moyen au sol par classes de pentes sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993.

La présence de pentes élevées dans la partie aval du bassin versant joue un rôle majeur dans le transport des sédiments vers l'exutoire. La variabilité du taux d'érosion demeure toutefois élevée pour chacune des classes comme en témoignent les écart-types.

L'utilisation conjointe des figures 7.32 et 7.6 permet d'apprécier la répartition spatiale de l'érosion au sol en fonction des superficies du bassin versant couvertes par chacune des classes de pentes. Ainsi, malgré son fort taux d'érosion, la classe de 15% et plus ne couvre seulement que 4 % du bassin versant alors que la classe de moins de 2,5% en couvre près de 9%. Toute proportion gardée, c'est la classe de 5,0 à 7,5% qui a produit le plus de sédiments au sol par l'érosion hydrique, soit 67 tonnes par an (*i.e.* 3 t/ha/an pour une superficie totale de 22,23 ha). En ce qui concerne la topographie, l'importance relative de l'érosion au sol résulterait donc d'une combinaison entre la superficie et la localisation des classes de pentes sur le bassin versant.

L'hypothèse d'une association spatiale entre les classes de taux d'érosion au sol (*cf.* figure 7.31) et les classes de pentes (*cf.* figure 7.32) pour la période 1991-1993 a été vérifiée à l'aide du coefficient (V) de Cramer (*cf.* équation 4.8). La commande CROSSTAB du SIG IDRISI a été utilisée à cette fin. L'analyse statistique a produit un coefficient (V) de 0,182 témoignant ainsi d'une faible corrélation positive entre les classes de pentes et les classes de taux d'érosion. Un test du χ^2 a confirmé la validité de cette statistique pour un seuil α =0,05. À l'échelle du bassin versant de Lennoxville, l'augmentation des classes de pentes s'accompagne d'une augmentation des classes de taux d'érosion au sol et la topographie a donc été rejetée, avec réserve, puisque les classes de taux d'érosion variaient significativement selon les classes de pentes considérées.

Les statistiques décrivant les taux annuels moyens d'érosion au sol par séries de sols sont présentées à la figure 7.33. Ces taux n'excluent toutefois pas l'influence des autres facteurs de l'environnement. Les taux d'érosion brutes à la surface du bassin versant de Lennoxville varient considérablement selon la texture du sol et son érodabilité annuelle moyenne (K_{as}), atteignant 1,12 t/ha/an pour le loam sableux Danby ($K_{as} = 0,037$ t ha h/MJ ha mm) et 4,75 t/ha/an pour le loam argileux Lennoxville ($K_{as} = 0,042$ t ha h/MJ ha mm). L'examen des superficies occupées par chacune des séries de sol (*cf.* figure 7.7) révèle que la série Lennoxville ne couvre que 7,1% du bassin versant, ce qui diminue sa contribution relative à l'érosion totale du bassin versant.



Figure 7.33 : Taux d'érosion annuelle moyen par séries de sols sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993.

C'est la série Coaticook qui, par sa grande étendue (35,3 ha) et sa forte érodabilité (0,046 t ha h/MJ ha mm), a contribué le plus à la production de sédiments au sol au cours de la période 1991-1993, soit 120 tonnes par an. Les sols de la série Sheldon ont également subi une érosion relativement importante avec une production de 55 tonnes de sédiments par an.

L'hypothèse d'une association spatiale entre les classes de taux d'érosion au sol (*cf.* figure 7.31) et les séries de sols (*cf.* figure 7.33) pour la période 1991-1993 a également été vérifiée à l'aide du coefficient (V) de Cramer. Cette analyse statistique a produit un faible coefficient (V) de 0,199. La validité de cette statistique a été confirmée par un test du χ^2 . L'hypothèse nulle d'indépendance entre l'érosion au sol et la pédologie a été rejetée, avec réserve, puisque les classes de taux d'érosion variaient significativement selon les séries de sols. Cependant, une forte érodabilité annuelle moyenne des sols ne s'accompagne pas nécessairement d'un fort taux d'érosion brute sur le bassin versant de Lennoxville. D'autres facteurs de l'environnement entrent en jeu, tels que la topographie et l'occupation du sol.

En utilisant conjointement les informations concernant les taux d'érosion au sol par classes de pentes et par séries de sols (*cf.* figures 7.32 et 7.33) et les informations concernant la distribution spatiale des séries de sols selon les classes de pentes (*cf.* figure 7.8), il est possible de spéculer quant au rôle joué par la combinaison des pentes et des sols sur l'érosion du bassin versant de Lennoxville. Ainsi, pour les sols de la série Coaticook (K_{as} = 0,046 t ha h/MJ ha mm) et les sols de la série Sheldon (K_{as} = 0,052 t ha h/MJ ha mm) qui occupent respectivement des pentes moyennes de 6,8% et 5,7%, nous retrouvons des taux d'érosion brute respectifs de 3,4 t/ha/an et 2,5 t/ha/an. Comme le prédit l'USLE/RUSLE, c'est la combinaison de plusieurs facteurs de l'environnement qui détermine l'importance du potentiel d'érosion hydrique.

La figure 7.34 présente les statistiques descriptives du taux annuel moyen d'érosion au sol par système de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991-1993. D'après les simulations effectuées avec CEQÉROSS, le taux d'érosion brute annuel a été supérieur sur les champs agricoles soumis aux successions JACHÈRE/JACHÈRE/JACHÈRE et MAÏS/ORGE/MAÏS (*cf.* codes 13 et 7 de la figure 7.11). Quant aux autres rotations comportant au moins une année de MAÏS (*i.e.* codes 4, 5 et 6), elles présentent un taux d'érosion peu élevé puisqu'elles se situent sur des pentes faibles et sur des sols peu érodables.



Figure 7.34 : Taux d'érosion annuelle moyen par systèmes de gestion agricole sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991 à 1993.

L'utilisation conjointe des figures 7.34 et 7.11 permet d'apprécier la répartition spatiale de l'érosion brute au sol en fonction des superficies couvertes par chacun des systèmes de gestion agricole. Le taux d'érosion brute pour les rotations triennales FOIN/FOIN/FOIN et PÂTURAGE/PÂTURAGE/PÂTURAGE s'élevait à environ 1,6 t/ha/an chacune. Le seuil agricole de 6 t/ha/an a été dépassé pour les successions JACHÈRE/JACHÈRE/JACHÈRE et MAĬS/ORGE/MAÏS avec 14 t/ha/an et 7,5 t/ha/an respectivement. Malgré son fort taux d'érosion brute, la succession JACHÈRE/JACHÈRE/JACHÈRE ne couvre seulement que 2% du bassin versant alors que la succession MAĬS/ORGE/MAĬS en couvre 6,7%. Ainsi, selon les résultats des simulations effectuées par CEQÉROSS, l'importance relative de l'érosion hydrique par occupation du sol dépenderait d'une combinaison entre la distribution spatiale des pentes et des sols sur le bassin versant. Cette situation convient avec le taux d'érosion potentiel prédit par la combinaison des facteurs de l'USLE/RUSLE.

Le coefficient (V) de Cramer a été utilisé pour vérifier l'hypothèse d'une association spatiale entre les classes de taux d'érosion au sol (*cf.* figure 7.31) et les systèmes de gestion agricole (*cf.* figure 7.34) pour la période 1991-1993. Une forte corrélation positive entre les systèmes de gestion agricole et les classes de taux d'érosion a été observée comme en témoigne le coefficient (V) de 0,478. Un test du χ^2 a confirmé la validité de cette statistique. L'hypothèse d'indépendance entre l'érosion au sol et l'utilisation agricole du territoire a donc été rejetée puisque les classes de taux d'érosion variaient significativement selon les rotations considérées.

Les analyses précédentes indiquent que les taux d'érosion annuels moyens simulés par CEQÉROSS sur le bassin versant de Lennoxville pendant la période 1991-1993 varient dans l'espace selon la topographie, la pédologie et l'occupation du territoire. Les taux d'érosion varient aussi dans le temps. La figure 7.35 présente la variation mensuelle des taux d'érosion brute au sol sur le bassin versant de Lennoxville pendant la période 1991-1993 pour trois classes de pentes, quatre séries de sols et cinq systèmes de gestion agricole sélectionnés pour leur représentativité. La commande PROFIL du SIG IDRISI a été utilisée pour générer ces résultats. La comparaison des trois groupes de séries temporelles illustrées à la figure 7.35 montre que le patron d'érosion brute au sol suit une même tendance générale, indépendamment qu'il s'agisse des classes de pentes, des séries de sols ou des successions de cultures; les taux moyens d'érosion simulés par CEQÉROSS se sont avérés être plus élevés durant l'année 1993.



Figure 7.35 : Variation mensuelle du taux moyen d'érosion au sol sur le bassin versant de Lennoxville pour la période 1991-1993 en fonction de la topographie, de la pédologie et de l'utilisation du sol.

Les courbes des classes de pentes démontrent clairement que le taux d'érosion mensuel à la surface du bassin versant augmente en fonction du relief. Un taux d'érosion maximum de 2,5 t/ha a été simulé au mois d'avril 1993 sur les pentes de 15% et plus. Le taux d'érosion brute sur les pentes de moins de 2,5% accusait peu de variation mensuelle entre octobre 1991 et septembre 1993, soit un taux moyen de 0,15 \pm 0,06 t/ha comparativement à 0,55 \pm 0,26 t/ha pour les pentes de 15% et plus.

En ce qui concerne la pédologie, le loam sableux de la série Danby a subi une érosion moyenne mensuelle de $0,09 \pm 0,04$ t/ha alors que le loam argileux de la série Lennoxville subissait une érosion de $0,40 \pm 0,17$ t/ha pendant la période 1991-1993. Les sols des séries Coaticook et Sheldon, qui occupent la majorité du bassin versant de Lennoxville, ont produit des taux d'érosion relativement similaires durant l'année hydrologique 1991-1992 alors que des écarts plus importants ont été simulés pour l'année 1993. Le taux maximum d'érosion mensuelle a été obtenu au mois d'avril 1993 pour la série Lennoxille avec 1,7 t/ha.

Pour ce qui est des systèmes de gestion agricole, les superficies agricoles soumises à une rotation triennale en JACHÈRE ont subi la plus forte érosion moyenne mensuelle avec une perte de 1,17 \pm 0,45 t/ha de sol. Les rotations MAÏS/ORGE/MAÏS et MAÏS/ORGE/ORGE ont également subi une érosion importante avec des taux d'érosion moyens mensuels de 0,63 \pm 0,33 t/ha et 0,31 \pm 0,19 t/ha respectivement, la différence résidant principalement dans le fait que la topographie du champs MAÏS/ORGE/MAÏS était plus accidentée.

Les informations contenues dans la figure 7.35 permettent de spéculer quant à l'importance relative de l'érosion au sol associée aux divers combinaisons de topographie, de sols et d'utilisation du territoire. Ainsi les champs agricoles du bassin versant de Lennoxville maintenus en jachère et reposant sur des sols argileux de la série Lennoxville ayant des pentes de 15% et plus ont subi les taux d'érosion les plus forts pendant la période 1991-1993. Toutefois, cette combinaison de rotation, de pente et de sol n'occupait seulement que 0,2% du bassin versant durant cette période. Une combinaison également très susceptible à l'érosion hydrique comprenait la rotation MAÏS/ORGE/MAÏS sur des sols de la série Coaticook ayant des pentes de 7,5 à 10,0 %. Cette combinaison occupait près de 1,3% de la superficie du bassin versant. Ces régions du bassin versant sont facilement repérables par leur trame fonçée à la figure 7.31.

Les résultats précédents constituent une source de données spatio-temporelles qui décrivent l'érosion/sédimentation à Lennoxville entre les mois d'octobre 1991 et septembre 1993. Ces données peuvent être comparées avec les résultats d'autres études effectuées à l'échelle de la parcelle ou à l'échelle du bassin versant. Cette comparaison fournit également l'occasion de valider certaines données d'érosion issues des simulations par CEQÉROSS.

7.5 Comparaison avec d'autres études d'érosion effectuées à Lennoxville

Pesant et al. [1987] et Pesant [1990] ont effectué des mesures d'érosion en parcelles sur le bassin versant de Lennoxville. Ces mesures visaient à démontrer, entre autres, que le travail minimum du sol réduit l'érosion hydrique en culture continue de maïs. Cette méthode de conservation des sols convient très bien aux terres vallonnées et en pente car elle permet d'y produire des cultures annuelles [Gosselin et al. 1986]. Les pertes annuelles moyennes de sol étaient mesurées pour différentes cultures sur un sol de la série Coaticook ayant des pentes de 9 à 10%. Les quantités de sédiments érodés transportées par ruissellement à l'exutoire des parcelles de 45 m² étaient converties en taux d'érosion nette (t/ha). Des mesures d'érosion en parcelles effectuées à Lennoxville, sur une période de 4 ans, révèlent que le taux d'érosion nette annuel moyen sur sol nu s'élevait à 31,10 t/ha alors qu'en prairie permanente, il n'atteignait que 0,19 t/ha. Ces mesures indiquent aussi que la culture du maïs sans travail du sol a réduit de 92,1%, les 12,7 t/ha de perte de sol en culture conventionnelle. Des mesures d'érosion en parcelles ont également été effectuées à Lennoxville entre 1974 et 1976. Une perte annuelle moyenne de 1,29 t/ha de sédiments a été mesurée pour la culture du maïs sans travail du sol comparativement à 16,89 t/ha pour la méthode conventionnelle de culture du maïs, soit une diminution de 92,4% du taux d'érosion nette au sol. Si la quantité de matériel érodé sur une parcelle agricole subit une sédimentation négligeable, alors le taux d'érosion nette mesuré à sa sortie peut être considéré comme étant représentatif de l'érosion brute sur la superficie érodée.

Les commandes RECLASS, OVERLAY, AREA et EXTRACT du SIG IDRISI ont été utilisées pour sélectionner les secteurs du bassin versant de Lennoxville répondant aux conditions d'utilisation du sol, de pédologie et de topographie citées dans les études précédentes et pour calculer les taux d'érosion brute et nette annuels moyens pour la période de simulation 1991-1993.

La superficie totale du bassin versant de Lennoxville répondant aux conditions de Ioam Coaticook ayant des pentes de 9 à 10% s'élèvait à 2,03 ha. Cette superficie, discriminée par rapport aux systèmes de gestion agricole PÂTURAGE/PÂTURAGE/PÂTURAGE (*i.e.* prairie) et MAÏS/ORGE/MAÏS (*i.e.* maïs en culture conventionnelle) se trouve réduite à 0,53 ha et 0,20 ha respectivement. Les simulations effectuées avec CEQÉROSS conduisent à des taux d'érosion brute annuels moyens de 0,13 ±0,01 t/ha pour la rotation de PÂTURAGE et de 7,71 ±0,74 t/ha pour la rotation MAÏS/ORGE/MAÏS. Aucune superficie du bassin versant ne correspondait aux conditions de JACHÈRE/JACHÈRE/JACHÈRE (*i.e.* sol nu) sur loam Coaticook ayant des pentes de 9 à 10%. Les taux d'érosion brute simulés par CEQÉROSS se comparent alors aux taux d'érosion nette mesurés en parcelles.

Bernard et al. [1992] ont mesuré l'érosion hydrique sur un loam limoneux Coaticook et un loam graveleux Magog du bassin versant de Lennoxville. En août 1989 et juin 1990, des parcelles expérimentales de 5 m² (pente de 9%) ont été maintenues en jachère et soumises à trois pluies simulées consécutives. Des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés à la sortie des parcelles afin de quantifier l'érosion hydrique et le transport des sédiments sur chacun des sols. Le sol Coaticook présentait des caractéristiques pédologiques qui favorisaient l'infiltration alors que le sol Magog présentait une couche compacte et pierreuse qui limitait l'infiltration au profit du ruissellement et de l'érosion hydrique. La concentration moyenne de sédiments provenant du loam Magog a atteint 35978 mg/l comparativement à 26089 mg/l pour le loam Coaticook. Ces concentrations sont élevées puisque la plupart des sédiments transportés au sol par le ruissellement sont associés à la charge de fond (*bed/oad*) plutôt qu'à la charge en suspension (*suspended load*). Le taux d'érosion nette moyen a été de 5,51 t/ha sur le loam Magog comparativement à 2,98 t/ha sur le loam Coaticook. Puisque la dimension des parcelles était seulement de 5 m², l'érosion nette mesurée à la sortie peut être considérée représentative de l'érosion brute sur la surface érodée.

Les taux d'érosion nette mesurés sur les loams Coaticook et Magog ont fait l'objet d'une comparaison avec les taux d'érosion simulés par CEQÉROSS. Le SIG IDRISI a été utilisé pour sélectionner les superficies agricoles du bassin versant de Lennoxville répondant aux conditions topographiques, pédologiques et d'utilisation du sol énoncées dans l'étude de référence.

Les conditions de rotation en jachères continues sur des loams Coaticook et Magog avant des pentes de 9% étaient trop restrictives pour que des superficies soient retrouvées par le SIG IDRISI sur le bassin versant de Lennoxville. Plutôt, les régions associées aux pentes de 8,5% à 9,5% ont été sélectionnées. Ces conditions correspondaient à des superficies de 0,56 ha pour le loam Coaticook et à aucune pour le loam Magog. Un taux d'érosion brute annuel moyen de 6,29 ±0,52 t/ha a été estimé pour le loam Coaticook, ce qui correspond au double du taux d'érosion nette mesuré par l'étude de référence. L'ordre de grandeur des écarts entre les taux d'érosion mesurés dans les deux études de référence précédentes et ceux simulés par CEQEROSS demeure acceptable dans un contexte de gestion agricole du problème d'érosion/sédimentation à l'échelle d'un bassin versant. Des conditions climatiques différentes pourraient expliquer, en partie, ces écarts. De plus, les rotations annuelles considérées dans les simulations ne correspondaient pas exactement à celles des études de référence. La dimension des parcelles utilisées pour mesurer l'érosion hydrique était petite par rapport à la dimension des carreaux utilisés pour effectuer les simulations avec CEQÉROSS. Il s'avère toujours difficile de comparer des mesures d'érosion effectuées à des échelles différentes car les processus impliqués n'ont pas nécessairement la même importance et ne réagissent pas de la même facon avec les composantes du paysage [Roels 1985; Bernard 1992b; Evans 1995].

Bonn *et al.* [1994] et Cyr *et al.* [1995] présentent les résultats d'expériences de télédétection visant à déterminer le taux de recouvrement au sol par différentes cultures sur le bassin versant de Lennoxville. Le taux de recouvrement au sol correspond à la fraction du couvert végétal qui protège le sol contre l'érosion hydrique et s'apparente au facteur de végétation (C) de l'USLE. Plusieurs indices de végétation ont été proposés pour estimer le taux de recouvrement à partir d'images satellitaires (*cf.* section 5.2.1.4). Les principaux indices existants, dont le plus connu est le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), sont calculés à partir des valeurs de réflectance apparente dans le rouge (ρ_i) et le proche infrarouge (ρ_{pi}). Les expériences effectuées à Lennoxville consistaient à mesurer la réflectance de différentes cultures à l'aide d'un radiomètre portatif et le taux de recouvrement au sol de ces même cultures à l'aide de photographies prises verticalement. Ces mesures ont été acquises à environ 10 jours d'intervalle entre la mi-mai et la fin d'octobre 1990. Les réflectances ont servi à calculer, pour chaque jour de la saison de croissance, les indices de végétation NDVI, PVI, SAVI et TSAVI des cultures.

La figure 7.36 présente les courbes d'évolution du taux de recouvrement et de l'indice de végétation NDVI pour les cultures de maïs, d'orge et de pâturage présents sur le bassin versant de Lennoxville pendant l'été 1990. La courbe du taux de recouvrement au sol représente la "vérité terrain". Puisque l'indice de végétation NDVI et le facteur de végétation (C) simulé par CEQÉROSS variaient entre 0 et 1, il se montrait intéressant de comparer leur évolution à celle du taux de recouvrement au sol durant la saison de croissance. Les courbes de l'étude de référence ont alors été comparées à la courbe d'évolution du facteur C simulé par CEQÉROSS.

Durant l'été 1992, le bassin versant était occupé à 10,2% par les cultures du maïs, à 17,5% par les cultures d'orge et à 14% par les champs de pâturages (cf. figure 7.10). La valeur moyenne du facteur C a été calculée pour chaque jour de l'été 1992 sur l'ensemble des carreaux appartenant à une même culture. Les courbes d'évolution du facteur C pour le maïs, l'orge et le pâturage apparaissent sur la figure 7.36. De façon générale, les courbes de l'indice NDVI et du facteur C suivent l'évolution du taux de recouvrement au sol au cours de l'année. Toutefois, l'indice NDVI et le facteur C ont tendance à surestimer le taux de recouvrement au début de la saison de croissance des cultures de maïs. Ces dernières évoluent graduellement jusqu'à la miaoût, pour ensuite demeurer assez constantes avant d'être coupées à maturation vers la fin d'octobre. L'indice NDVI et le facteur C suivent approximativement cette évolution. Lors de la sénescence, l'indice NDVI a tendance à sous-estimer le taux de recouvrement au sol puisque la réflexion du proche infrarouge et l'absorption du rouge sont moins intenses pour une culture à des stades avancés de maturité. À cette même période végétative, l'estimation du facteur C par CEQÉROSS avait tendance à surestimer le taux de recouvrement du maïs. Pour un modèle d'érosion hydrique basée sur l'USLE, une surestimation du couvert végétal conduit à une sousestimation du taux d'érosion. L'évaluation du taux de recouvrement au sol par le maïs se doit donc d'être précise car cette culture possède une faible couverture végétale durant la plus grande partie de l'année, d'où l'apparition éventuelle d'erreurs lors de la simulation. Les cultures d'orge présentent un taux de recouvrement de 0% tôt au printemps et tard à l'automne et conservent un recouvrement supérieur à 85% de juin à septembre. Les cultures d'orge passent par plusieurs stades de sénescence avant d'être récoltées vers la mi-août. La relation entre l'évolution du taux de recouvrement et l'indice NDVI était assez mauvaise pour l'orge. Cette situation s'explique, en partie, par le fait que l'indice NDVI n'est sensible qu'à la végétation vivante alors que la végétation sénescente est le plus souvent confondue avec le sol nu.



Figure 7.36 : Comparaison entre l'évolution du taux de recouvrement au sol, de l'indice de végétation NDVI et du facteur de végétation C pour des cultures de maïs, d'orge et de pâturage sur le bassin versant de Lennoxville.

L'évolution de la courbe du facteur de végétation C semble mieux suivre celle du taux de recouvrement au sol, quoique les périodes extrèmes de la saison de croissance de l'orge aient été fortement surestimées par CEQÉROSS. En ce qui concerne les pâturages, le taux de recouvrement au sol demeurait très près de 100% tout au long de l'année. L'indice NDVI était également relativement constant durant l'été, toute en maintenant une valeur inférieure au taux de recouvrement et au facteur C simulé par CEQÉROSS. Ce dernier a produit une valeur maximum du facteur C durant la saison végétative.

Nivesse [1993b] a utilisé la version épisode pluvieux du modèle AGNPS (*cf.* Annexe C4) pour étudier l'importance du phénomène d'érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant de Lennoxville. L'auteur a développé une interface entre AGNPS et le SIG IDRISI afin de faciliter l'acquisition des facteurs de l'USLE. L'érosion hydrique et le transport des sédiments ont été simulés pour un orage d'été (13 juillet 1992) qui a déversé 20 mm de pluie sur le bassin versant. À cette période de l'année, le foin occupait la majorité du bassin versant (*cf.* figure 7.10). Le modèle AGNPS a permis de segmenter le bassin versant en 851 cellules de 0,09 ha. L'érosion a été calculée sur chaque cellule et le transport des sédiments s'est effectué de cellule en cellule, jusqu'à l'exutoire. Le tableau 7.9 compare les statistiques descriptives de l'érosion hydrique sur le bassin versant de Lennoxville pour la précipitation du 13 juillet 1992 telle que simulée par les modèles AGNPS et CEQÉROSS.

STATISTIQUES DESCRIPTIVES	AGNPS	CEQÉROSS
Nombre de cellules	851	367
Taux d'érosion brute moyen (t/ha)	0,05	0,08
Superficie en érosion (%)	43,6	80,4
Superficie en sédimentation (%)	5,3	10,9
Érosion brute au sol (tonnes)	3,59	6,01
Érosion nette à l'exutoire (tonnes)	0,17	0,26
Indice d'apport sédimentaire (%)	4,7	4,3

 Tableau 7.9 : Comparaison entre les simulations effectuées avec AGNPS et CEQÉROSS pour

 l'événement pluvieux du 13 juillet 1992 sur le bassin versant de Lennoxville.

La simulation effectuée avec AGNPS révèle que le bassin versant de Lennoxville a subi un taux d'érosion brute moyen de 0,05 t/ha comparativement à 0,08 t/ha pour CEQÉROSS lors de cet orage d'été. Les taux d'érosion simulés par le modèle AGNPS étaient inférieurs à 0,02 t/ha sur 73,9% du bassin versant et supérieurs à 0,06 t/ha sur 1,4% du bassin versant comparativement à 58,9% et 11,2% pour le modèle CEQÉROSS. La proportion du bassin versant en érosion s'élevait à 43,6% pour AGNPS et à 80,4% pour CEQÉROSS. Avec AGNPS, 4,7% du matériel érodé à la surface du bassin versant a atteint l'exutoire (*i.e.* indice d'apport sédimentaire) comparativement à 4,3% pour CEQÉROSS.

L'érosion nette simulée par AGNPS et CEQÉROSS a été beaucoup plus élevée que celle de 0,01 tonne observée cette journée là. Une surestimation de la lame d'eau calculée par la composante hydrologique d'AGNPS (*i.e. SCS runoff curve number*; équation B-12) et de CEQÉROSS (*i.e.* CEQUEAU) serait à l'origine de cet écart. Le fort écoulement de surface simulé par les modèles aurait entraîné une hausse importante de la capacité de transport du ruissellement et provoqué une migration excessive des sédiments vers l'aval du bassin versant.

Salehi [1996] a utilisé le modèle GAMES [Cook et al. 1985] pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments sur le bassin versant de Lennoxville pendant les mois de février 1991 à janvier 1993. Le modèle GAMES a permis de discrétiser le bassin versant en 196 unités de calcul (i.e. cellules) présentant des caractéristiques homogènes d'utilisation du sol, de pédologie et de topographie. Les calculs d'érosion hydrique au sol reposaient sur l'équation universelle de perte de sol (USLE) alors qu'un coefficient de transportabilité permettait de simuler le transport des sédiments érodés, de cellules en cellules, jusqu'aux cours d'eau. La figure 7.37 compare les taux d'érosion brute au sol simulés par GAMES et CEQÉROSS sur le bassin versant de Lennoxville entre juin et septembre 1992. Pour l'été 1992, le modèle GAMES a simulé un taux moyen d'érosion brute de 0,17 t/ha comparativement à 0,95 t/ha pour CEQÉROSS. La répartition spatiale des taux d'érosion brute à la surface du bassin versant présentait quelques similitudes entre les deux modèles. Les champs en orge et en maïs (cf. figure 7.9) accusaient les taux d'érosion les plus importants. Les superficies du bassin versant couvertes par chacune des classes de taux d'érosion brute étaient également similaires, avec 80% et plus du bassin versant touchés par des taux d'érosion de moins de 1,5 t/ha. La principale différence réside dans la proportion du bassin versant occupée par les classes de 1,5 à 3,0 t/ha et de 6 t/ha et plus.



232 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Figure 7.37 : Comparaison entre les simulations du taux d'érosion brute au sol effectuées avec GAMES et CEQÉROSS pour l'été 1992 sur le bassin versant de Lennoxville.

Le modèle GAMES utilise les facteurs originaux de l'USLE alors que CEQÉROSS utilise les facteurs révisés de RUSLE. Une comparaison entre les valeurs moyennes des facteurs R, K, LS, C et P sur le bassin versant de Lennoxville a été effectuée pour l'été 1992. La valeur du facteur de conservation (P) a été fixée à un (1) dans les deux modèles.

Pour l'été 1992, le modèle d'érosion GAMES a utilisé une valeur constante du facteur d'érosivité (R) de 1226 MJ mm/ha hr alors que l'érosivité journalière des précipitations et du ruissellement calculée par le modèle CEQÉROSS (cf. section 5.2.1.1) totalisait 420 MJ mm/ha hr à la fin de cette période. La valeur moyenne du facteur d'érodabilité (K) sur le bassin versant de Lennoxville s'élevait à 0,010 t ha h/MJ ha mm pour le modèle GAMES alors qu'elle s'élevait à 0,025 t ha h/MJ ha mm pour le modèle CEQÉROSS. Cette différence serait attribuable au fait que le modèle GAMES utilisait des valeurs constantes du facteur d'érodabilité K durant l'été 1992 pour chacune des séries de sols du bassin versant de Lennoxville alors que le modèle CEQÉROSS estimait l'érodabilité journalière sur chacun des éléments de calcul (cf. section 5.2.1.2). La valeur moyenne du facteur topographique (LS) sur le bassin versant atteignait 3,74 pour GAMES tandis qu'elle était de 1,56 pour CEQÉROSS. La valeur moyenne du facteur de la végétation (C) sur le bassin versant de Lennoxville était de 0,063 pour le modèle GAMES comparativement à 0,134 pour le modèle CEQÉROSS. La détermination du facteur (C) reposait sur l'utilisation des tables de Wischmeier et Smith [1978] pour les deux modèles. Cependant, la subdivision de la saison de végétation était différente. La saison estivale était composée d'une seule période végétative dans le cas du modèle GAMES tandis qu'elle comportait trois périodes pour le modèle CEQÉROSS (cf. section 5.2.1.4). Une vulnérabilité du sol à l'érosion plus élevée (K) associée à une couverture végétale moins protectrice (C) ont conduit le modèle CEQÉROSS à simuler un taux d'érosion brute au sol plus élevé que celui simulé par le modèle GAMES durant l'été 1992. Puisqu'aucune mesure d'érosion au sol n'a été effectuée durant l'été 1992, il s'avère impossible de valider les résultats de ces modèles.

Mabit [1999] et Mabit et al. [1999] ont utilisé la technique du traçage au césium-137(¹³⁷Cs) pour effectuer le bilan sédimentaire du bassin versant de Lennoxville sur une période de 33 ans (1963-1996). Un total de 539 échantillons de sols des champs cultivés en 1996 ont été prélevés sur la base d'une grille régulière de 25 par 30 mètres (0,075 ha). Ces échantillons de sol ont été analysés afin d'en déterminer la granulométrie et la teneur en ¹³⁷Cs (Bq/m²).

Les déplacements de sol ont été estimés à chacun des points d'échantillonnage à partir d'une relation érosion-¹³⁷Cs similaire au modèle proposée par Kachanoski [1993]. La technique du ¹³⁷Cs a permis de cartographier les zones d'érosion et de sédimentation à l'intérieur du bassin versant. La figure 7.38 présente la cartographie du bilan érosion/sédimentation 1963-1996 obtenue par Mabit *et al.* [1999] en effectuant une interpolation spatiale des taux d'érosion et de sédimentation reflète la morphologie du paysage, les zones stables et les zones d'accumulation se situant dans les secteurs à faibles pentes et le long du cours d'eau principal. Le bilan 1963-1996 obtenu par CEQÉROSS.

La figure 7.39 présente le bilan érosion/sédimentation du bassin versant de Lennoxville pour la période d'octobre 1991 à septembre 1993 tel que simulé par CEQÉROSS. Durant la période 1991-1993, le bassin versant de Lennoxville accusait une perte moyenne de 3,5 t/ha/an en zone d'érosion comparativement à une accumulation de 2,8 t/ha/an en zone de sédimentation. Ces chiffres sont légèrement inférieurs aux taux moyens d'ablation de 4,1 t/ha/an et d'accumulation de 3,2 t/ha/an estimés par l'étude au ¹³⁷Cs. Le taux d'érosion nette du bassin versant de Lennoxville entre 1991-1993 s'élevait à 0,52 t/ha/an (40,8 t/an), ce qui s'avère un taux six fois moins élevé que le taux d'érosion de 2,9 t/ha/an (237 t/an) estimé pour la période 1963-1996.Cette différence serait attribuable, en partie, aux conditions climatiques et d'utilisation du territoire de la période 1991-1993 qui auraient favorisé un bilan positif (sédimentation) sur une plus grande superficie du bassin versant, soit 30,5% comparativement à seulement 5% pour la période 1963-1996. À court terme, les simulations de CEQÉROSS ont estimé que 18,4% des sédiments érodés avaient atteint l'exutoire du bassin versant alors que le traçace au ¹³⁷Cs estimait à 93,5% l'apport sédimentaire à l'exutoire. Les conditions climatiques et l'activité agricole qui caractérisaient ces époques peuvent donc avoir une influence considérable sur l'interprétation des résultats obtenus. Une analyse plus approfondie reste à faire.

Les comparaisons effectuées entre les résultats des études d'érosion effectuées à Lennoxville et les résultats des simulations de CEQÉROSS démontrent que l'érosion/sédimentation est un phénomène très variable dans le temps et l'espace. Son évaluation demande l'utilisation de différents modèles.



Figure 7.38 : Bilan sédimentaire (1963-1996) sur le bassin versant de Lennoxville obtenu par la méthode du Césium-137.

236 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments



Figure 7.39 : Bilan sédimentaire (1991-1993) sur le bassin versant de Lennoxville obtenu par simulation avec CÉQÉROSS.
8 SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Le sol et l'eau sont des ressources qui évoluent parallèlement dans les systèmes naturels. Leur utilisation durable s'impose. Face à l'impact socio-économique qu'engendre la dégradation des sols et des milieux aquatiques, les gestionnaires de l'environnement se sont intéressés aux problèmes d'érosion/sédimentation. L'érosion hydrique et la sédimentation sont des phénomènes naturels qui peuvent s'aggraver sous l'action combinée de conditions climatiques et anthropiques particulières. Cette forme de pollution diffuse est souvent mesurée par les quantités de sédiments transportés à l'exutoire des bassins versants. Les quantités de sédiments disponibles pour le transport dépendent de l'importance et de la fréquence des agents d'érosion hydrique et du transport des sédiments demande d'investir dans des études de simulation qui tiennent compte de la variation spatiale et temporelle de ces paramètres à l'échelle d'un bassin versant. Le recours aux modèles mathématiques et aux systèmes informatiques est alors de mise. L'utilisation conjointe des modèles hydrologiques spatialisés et des systèmes d'information géographique (SIG) rend alors possible l'analyse d'une grande quantité de données susceptibles de définir l'hydrosédimentologie d'un bassin versant.

Une approche géomatique de simulation a été développée afin d'évaluer, dans le temps et l'espace, l'impact du climat et de l'occupation du territoire sur l'érosion hydrique et la quantité de sédiments transportés vers l'exutoire des bassins versants. Pour ce faire, un modèle spatialisé d'érosion et de transport des solides en suspension (MODÉROSS) a été conçu et greffé à un modèle hydrologique (CEQUEAU) de façon à créer un progiciel (CEQÉROSS) capable de reproduire, au pas de temps journalier, l'écoulement de l'eau, l'érosion hydrique et le transport des solides en suspension sur le sol et dans les cours d'eau des petits bassins versants à vocation agricole. Les algorithmes du modèle MODÉROSS reposent sur les facteurs de l'équation universelle de pertes de sols révisée (RUSLE). Un effort a été prodigué afin d'automatiser l'acquisition et la gestion des données utiles au fonctionnement de CEQÉROSS. Cette démarche a nécessité de structurer l'échange d'informations entre CEQUEAU. MODÉROSS et un système d'information géographique (SIG IDRISI) à l'aide d'interfaces spécifiques. Le rôle principal du SIG consiste à gérer une partie des données spatiales utiles à CEQÉROSS et à visualiser les résultats sous forme de cartes et de tableaux. Finalement, l'approche géomatique de simulation proposée a été appliquée sur un petit bassin versant agricole de 78 ha localisé à Lennoxville, dans la région de Sherbrooke, au sud du Québec.

Les principales étapes de l'application étaient : segmentation du bassin versant en unités spatiales de calcul relativement homogènes, détermination des caractéristiques climatiques, hydrologiques, topographiques, pédologiques et d'occupation des unités de calcul, définition du réseau de drainage, évaluation de la production de sédiments au sol et en rivière, estimation de la capacité de transport de l'écoulement, estimation de la concentration des solides en suspension et transfert des sédiments vers l'aval du bassin versant. Les calculs s'effectuent au niveau de la journée. La procédure proposée a été calibrée en ajustant un ensemble de paramètres de calage de façon à reproduire le mieux possible les débits et les concentrations de solides en suspension mesurées quotidiennement à l'exutoire du bassin versant.

Les valeurs des débits journaliers et des concentrations journalières de solides en suspension calculées (*i.e.* simulation) ont été comparées, graphiquement et statistiquement, aux valeurs des débits et des concentrations de solides en suspension mesurées (*i.e.* observation) à l'exutoire du bassin versant au cours des périodes hydrologiques allant d'octobre 1991 à septembre 1992 (période de calage) et d'octobre 1992 à septembre 1993 (période de validation). L'examen des hydrogrammes pour ces périodes révèle un excellent ajustement des débits journaliers simulés et observés. La plupart des crues et des étiages ont été bien reproduits durant la période 1991-1993. La comparaison des sédimentogrammes montre cependant un écart considérable pour les concentrations journalières de solides en suspension. Cet écart est toutefois réduit si la comparaison s'effectue à moyen ou long terme (*i.e.* mensuel ou annuel). Quant aux charges sédimentaires transportées en suspension, elles ont été bien simulées par CEQÉROSS, tant au pas de temps journalier que mensuel.

Les résultats obtenus de cette application de CEQÉROSS décrivent la variation spatiale et temporelle de l'érosion hydrique et du transport sédimentaire à la surface du bassin versant. Cette variation se manifeste en fonction de la topographie, des types de sols et des systèmes de gestion agricoles. Ces résultats témoignent également du caractère épisodique du phénomène d'érosion à l'échelle d'un bassin versant agricole et permettent aussi l'identification des secteurs et des périodes de l'année les plus touchés par les problèmes d'érosion et de sédimentation et où un effort d'évaluation et d'intervention pourrait éventuellement être porté afin de réduire la pollution diffuse.

La performance de prédiction de CEQÉROSS sera d'autant accrue que sa composante hydrologique (CEQUEAU) pourra fournir une bonne prédiction des écoulements de surface et des directions d'écoulement et que sa composante d'érosion hydrique et de transport des sédiments (MODÉROSS) pourra reproduire avec efficacité les processus d'arrachement, de transport et de sédimentation. Les algorithmes du modèle, principalement ceux décrivant l'érosivité, la capacité de transport et l'érosion en rivière, feront l'objet d'ajustements et de développements futurs, au fur et à mesure que les applications se succéderont. Ces applications devront s'effectuer sur des bassins versants agricoles différents afin d'accroître la portée géographique de CEQÉROSS. Une meilleure connaissance des politiques de gestion agricole d'une région contribuerait également à enrichir les simulations par l'ajout de scénarios d'aménagement du territoire. Techniquement, il faudra développer l'interface du progiciel CEQÉROSS afin d'en faciliter l'utilisation. Il faudra également investir dans l'achèvement du manuel d'utilisateur de CEQÉROSS afin d'en assurer une meilleure diffusion.

L'utilisation conjointe d'un modèle spatialisé comme CEQÉROSS et d'un système d'information géographique comme IDRISI permet d'estimer l'érosion hydrique et le transport des sédiments en suspension sur une période continue et d'obtenir une évaluation adéquate des problèmes agro-environnementaux à l'échelle d'un bassin versant. Nous croyons que cette approche géomatique de simulation s'inscrit favorablement à l'intérieur d'un ensemble d'outils de gestion agro-environnementale destinés à analyser globalement les ressources eau et sol à l'échelle des petits bassins versants ruraux. L'approche proposée dans le cadre de cette thèse ne doit pas être considérée comme un moyen ultime d'obtenir une réponse finale au problème complexe de l'érosion hydrique et du transport sédimentaire à l'échelle du bassin versant mais constitue plutôt une composante importante d'un support décisionnel par lequel les informations concernant l'hydrologie, l'érosion et le transport des sédiments peuvent être transmises aux gestionnaires des milieux concernés. Il est à espérer que l'utilisation conjointe et rationnelle des modèles de simulation et des SIG puissent s'étendre aux différentes facettes du domaine hydrologique, aussi bien à des fins opérationnelles qu'à des fins de recherches et de gestion agro-environnementale.

9 **BIBLIOGRAPHIE**

A.C.F.A.S.(1987) L'état de l'environnement au Québec : un bilan des milieux agricole, forestier et aquatique, Actes du colloque de l'Union Québécoise pour la Conservation de la Nature (U.Q.C.N.), Université de Montréal, 212 pages.

ALONSO, C.V., NEIBLING, W.H., et FOSTER, G.R. (1981) Estimating Sediment Transport Capacity in Watershed Modeling, *Transactions of the ASAE*, 24(5): 1211-1220.

ARCHAMBAULT, L.J. (1966) Méthode de mesure de l'érosion adaptée à certaines conditions de climat et de sol, *Agriculture*, XXIII(1): 2-6.

ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., NICKS, A.D. et SAMMONS, N.B. (1990) SWRRB: A basin scale model for soil and water resources management, A&M University Press, College Station, TX.

ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., SRINIVASAN, R. et KING, K.W. (1995) SWAT-Soil and Water Assessment Toll, User Manual, Revised 03/29/95. Texas Agricultural Expriment Station, Blackland Research Center Temple, 105 pages.

ARONOFF,S. (1989) Geographic Information Systems: A management perspective, WDL Publications, Ottawa, Canada, 294 pages.

A.S.C.E (1992) Sediment and Aquatic Habitat in River Systems, *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 118(5): 669-687.

A.S.C.E (1993) Criteria for Evaluation of Watershed Models, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, 119(3): 429-442.

ASCOUGH, J.C., BAFFAUT, C., NEARING, M.A. et LIU, B.Y. (1997) The WEPP Watershed Model: I. Hydrology and Erosion, *Transactions of the ASAE*, 40(4): 921-933.

ASCOUGH,J.C., DEER-ASCOUGH,L.A. et WEESIES,G.A. (1998) CPIDS: a paint parameter selection program for erosion prediction modeling, *Computers and Electronics in Agriculture*, 20(3): 263-276.

ATESHIAN, J.K.H. (1974) Estimation of Rainfall Erosion Index, Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE, 100(IR3): 293-307.

AUDET,R. (1988) Risques et prévisions de gel au sol, Mémoire de Maîtrise (M.Sc.), Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec.

AUZET, A.V., BOIFFIN, J. et LUDWIG, B. (1995) Concentrated flow erosion in cultivated catchments: influence of soil surface state, *Earth Surface Processes and Landforms*, 20:.

BAFFAUT, C., NEARING, M.A., ASCOUGH, J.C. et LIU, B. (1997) The WEPP Watershed Model: II. Sensitivity Analysis and Discretization on Small Watersheds, *Transactions of the ASAE*, 40(4): 935-943.

BAFFAUT, C., NEARING, M.A. et GOVERS, G. (1998) Statistical Distributions of Soil Loss from Runoff Plots and WEPP Model Simulations, *Soil Science Society American Journal*, 62: 756-763.

BAGARELLO, V. et D'ASARO, F. (1994) Estimating Single Storm Erosion Index, *Transactions of the ASAE*, 37(3): 785-791.

BAGNOLD,R.A. (1966) An approach to the sediment transport problem from general physics, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, Professional Paper 422-J.

BANNARI,A., MORIN,D. HUETE,A.R. et BONN,F. (1995) A Review of Vegetation Indices, *Remote Sensing Reviews*, 13: 95-120.

BARIL, D., PERRAS, S., PESANT, A. et BONN, F. (1989) Cartographie des zones de cultures sarclées à haut risque d'érosion hydrique par intégration de données multi-sources à un système d'information géographique, dans : *Télédétection et Gestion des ressources*, vol.6, Bernier, Bonn et Gagnon (éditeurs), L'Association Québécoise de Télédétection, pp.165-172.

BEASLEY, D.B., HUGGINS, L.F. et MONKE, E.J. (1980) ANSWERS: A Model for Watershed Planning, *Transactions of the ASAE*, 23(4): 938-944.

BEASLEY, D.B. et HUGGINS, L.F. (1991) ANSWERS User's Manual. Publication No.5. Agricultural Engineering Department, University of Georgia-Coastal Plain Experiment Station, Tifton, GA.

BERNARD,C.(1984) La dégradation des sols et l'environnement, dans : *Journée d'information sur la conservation des sols*, Conseil des Productions Végétales du Québec, 18 octobre 1984, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.33-53.

BERNARD,C. (1985) Le contrôle de la pollution agricole diffuse, dans : *L'eau, ressource économique*, Assises annuelles de l'Association Québécoise des Techniques de l'Eau, Montréal, 8 mars 1985, 29 pages.

BERNARD,C. (1986) La modélisation de la pollution agricole diffuse, dans : *La pollution diffuse et la protection de l'environnement*, 13 ^{eme} Colloque de Génie rural, Département de Génie rural, 29 janvier 1986, Robert Lagacé éditeur, Université Laval, Québec, pp.112-146.

BERNARD, C. (1988) Érosion hydrique et pollution diffuse, Agrosol, 1:.21-29.

BERNARD,C. (1990a) La conservation de l'eau par la gestion des sols, dans : *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des Productions Végétales du Québec, 12 et 13 février 1990, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.181-198.

BERNARD,C. (1990b) Contrôle de l'érosion hydrique des sols et de la pollution diffuse, Guide technique de conservation des ressources, Fiche technique no.4, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 15 pages, + logiciel informatique.

BERNARD,C. (1991) La conservation du sol et de l'eau à l'échelle du bassin versant, Agrosol, 4(1): 39-44.

BERNARD,C. (1992a) Étude de l'érosion des sols de l'Ile d'Orléans à l'aide du césium-137, Thèse de Doctorat, Département des sols, Université Laval, Québec, 135 pages.

BERNARD,C. (1992b) La mesure de l'érosion hydrique en parcelle, une image partielle de la réalité?, *Agrosol*, 5: 63-68.

BERNARD,C. (1996) Estimation de l'érodabilité (K) des principales séries de sol agricole du Québec, à l'aide du nomographe de Wischmeier, *Agrosol*, 9(2): 1-7.

BERNARD,C. et LAVERDIÈRE,M.R. (1992) Spatial redistribution of Cs-137 and soil erosion on Orléans Island, Québec, Canadian Journal of Soil Sciences, 72: 543-554.

BERNARD,C., LAVERDIÈRE,M.R. et PESANT,A.R. (1992) Variabilité de la relation entre les pertes de césium et de sol par érosion hydrique, *Geoderma*, 52: 265-277.

BERNARD,C. et LAVERDIÈRE,M.R. (1993) Assessment of soil erosion in Québec (Canada) with Cs-137, dans: *Farm Land Erosion In Temperate Plains Environment and Hills*, S.Wicherek (editor), pp.253-259.

BERNARD, C. et LAVERDIÈRE, M.R. (1998) Estimation de l'érosion des sols dans le bassin versant de la rivière Boyer à l'aide du ¹³⁷Cs, *Agrosol*, 10(2): 26-32.

BERNARD,C., MABIT,L., LAVERDIÈRE,M.R. et WICHEREK,S. (1998) Césium-137 et érosion des sols, *Cahiers Agricultures*, 7: 179-186.

BEVEN,K.J. (1989) Changing Ideas in Hydrology: the case of physical-based models, *Journal of Hydrology*, 105: 157-172.

BEVEN, K.J. et BINLEY, A. (1992) The Future of Distributed Models: model calibration and uncertainty prediction, *Hydrological Processes*, 6: 279-298.

BHARGAVA, D.S. et RAJAGOPAL, K. (1992) An Integrated Expression for Settling Velocity of Particules in water, *Water Res.*, 26(7): 1005-1008.

BIARD,F., BANNARI,A. et BONN,F. (1995) SACRI (Soil Adjusted Com Residue Index): un indice utilisant le proche et le moyen infrarouge pour la détection de résidus de culture de maïs, dans: La télédétection radar. un outil pour la gestion en temps réel de la couverture des sols et l'intégration de SIG, 17^{ème} Symposium canadien de télédétection, 13-15 juin 1995, Saskatoon, Saskatchewan, Volume 1, pp.413-418.

BINGNER,R.L. (1990) Comparison of the Components Used in Several Sediment Yield Models, *Transactions of the ASAE*, 33(4): 1229-1238.

BINGNER, R.L., MURPHREE, C.E. et MUTCHLER, C.K. (1989) Comparison of sediment yield models on watersheds in Mississippi, *Transactions of the ASAE*, 32(2): 529-534.

BINGNER,R.L., MUTCHLER,C.K. et MURPHREE,C.E. (1992) Predictive capabilities of erosion models for different storm sizes, *Transactions of the ASAE*, 35(2): 505-513.

BIROT, P. (1981) Les processus d'érosion à la surface des continents, Masson, Paris.

BOIFFIN, J., PAPY, F. et EIMBERCK, M. (1988) Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré, l-Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion, *Agronomie*, 8: 663-673.

BOISVERT, R. (1971) L'érosion en rivière, Ressources, 2(2): 9-10.

BOLLINNE,A. (1975) La mesure de l'intensité du splash sur sol limoneux : mise au point d'une technique de terrain et premiers résultats, *Pédologie*, XXV(3): 199-210.

BONHAM-CARTER,G.F. (1994) Geographical Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS, Pergamon, Elsevier Science Ltd. New-York, 398 pages.

BONN,F. (1998) La spatialisation des modèles d'érosion des sols à l'aide de la télédétection et des SIG : possibilités, erreurs et limites, *Sécheresse*, 3(9): 185-192.

BONN, F., CYR, L., ANYS, H. et CHAKROUN, H. (1994) Une modélisation spatiale des pertes de sol liées à l'érosion hydrique, Chapitre 4, pp. 75-97, dans: *Télédétection de l'environnement dans l'espace francophone*, Presses de l'Université du Québec.

BONN, F. et ESCADAFAL, R. (1996) La télédétection appliquée aux sols, Chapitre 3, pp. 91-135, dans: *Précis de télédétection Volume 2: Applications thématiques*, Presses de l'Université du Québec.

BONNAMOUR, J. (1992) Structures agraires et érosion des sols, *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 2: 83-90.

BOUKCHINA,R. (1994) Caractérisation et modélisation du nitrate sur un bassin versant agricole au Québec, Thèse de Doctorat, Facuté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Canada, 226 pages.

BOUKCHINA,R., LAGACÉ,R., SALEHI,F., PESANT,A., GALLICHAND,J. et CLUIS,C. (1992) Mesure de débits et de la qualité de l'eau d'un petit bassin versant agricole, dans : *Gestion et qualité de l'eau des bassins versants agricoles*, 16 ème Colloque de génie rural, Jacques Gallichand éditeur, Département de Génie rural, Université Laval, pp.29-54.

BOURAOUI,F. (1994) Development of a continuous physically-based distributed parameter nonpoint source model, Ph.D. Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.

BOURAOUI, F. et DILLAHA, T.A. (1996) ANSWERS-2000: Runoff and Sediment Tranport Model, *Journal of Environmental Engineering*, 122(6): 493-502.

BOYCE,R.C. (1975) Sediment Routing with Sediment - Delivery Ratios, dans: *Present and Perspective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*, U.S. Department of Agriculture, Publ. ARS-S-40, pp.61-65.

BRANDT,C.J. (1989) The size distribution of throughfall drops under vegetation canopies, *Catena*, 16: 507-524.

BRANDT,C.J. (1990) Simulation of the size distribution and erosivity of raindrops and throughfall drops, *Earth Surface Processes and Landforms*, 15: 687-698.

BRANDT,C.J. et THORNES,J.B. (1987) Erosional Energetics, Chapter 3, pp.51-87, dans: *Energetics of Physical Environment*, Edited by K.J. Gregory, John Wiley & Sons.

BROWN,L.C. et BARNWELL,T.O. (1987) *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*, Documentation and User Manual, Athens, Georgia, U.S., Environmental Protection Agency, 189 pages.

BROWN, L.C. et FOSTER, G.R. (1987) Storm Erosivity Using Idealized Intensity Distributions, *Transactions of the ASAE*, 30(2): 379-386.

BROWN, D.G., BIAN, L. et WALSH, S.J. (1993) Response of a Distributed Watershed Erosion Model to Variations in Input Data Aggregation Levels, *Computers & Geosciences*, 19(4): 499-509.

BULLOCK, P.R., DEJONG, E. et KISS, J.J. (1990) An Assessment of Rainfall Erosion Potentiel in Southern Saskatchewan from Daily Rainfall Records, *Canadian Agricultural Engineering*, 32:17-24.

BUNTE,K. et MACDONALD,L.H. (1995) Detecting change in sediment load: where and how is it possible ?, dans: *Effect of Scale on Interpretation and Management of Sediment and Water Quality*, Proceedings of the Boulder symposium, USA, July 1995, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.226, pp.253-261.

BURROUGH,P.A. (1986) *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*, Monographs on Soil and Resources Survey no.12, Clarendon Press, Oxford Science Publication, 193 pages.

CALOZ,R. (1992) Systèmes d'information géographique, Institut d'aménagement des terres et des eaux, Hydrologie et Aménagements, Cours : *Système d'information géographique I et II*, École polytechnique de Lausanne, Département de génie rural, 137 pages.

CAMPBELL,I.A. (1992) Spatial and temporal variations in erosion and sediment yield, dans: *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programs in River Basins*, Proceedings of the Oslo symposium, August 1992, IAHS Publ. No.210, pp.455-465.

CAMPBELL, F.B. et BAUDER, H.A. (1940) A rating-curve method for determining silt-discharge of streams, *Transactions of American Geophysical Union*, 21: 603-607.

CANADA (1993) Normales climatiques au Canada (1961-1990) : Québec, Publication du Programme climatologique canadien, Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique.

CANN,D.B. et LAJOIE,P. (1943) Étude des sols des comtés de Stanstead, Richmond, Sherbrooke et Compton, Pubilication 742, Bulletin technique 45, Dominion du Canada, Ministère de l'Agriculture, 63 pages.

CAO,Y.Z., COOTE,D.R., NOLIN,M.C. et WANG,C. (1993) Using ¹³⁷Cs to investigate net erosion at two soil benchmark sites in Quebec, *Canadian Journal of Soil Science*, 73: 515-526.

CAO, C. et LAM,N.S-N. (1997) Understanding the Scale and Resolution Effects in Remote Sensing and GIS, chapter 3, pp.57-72, dans: *Scale in Remote Sensing and GIS*, Lewis Publishers, CRC,New-York, 406 pages.

CARIGNAN,M., DION,L. et ROY,G. (1988) *Rapport d'enquête sur la dégradation des sols et les pratiques agricoles*, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 267pages.

CARSON,M.A., TAYLOR,C.H. et GREY,B.J. (1973) Sediment Production in a small Appalachian Watershed during Spring Runoff: The Eaton Basin, 1970-1972, *Canadian Journal of Earth Sciences*, 10(12): 1707-1734.

CARTWRIGHT, J.C. (1991) IDRISI-Spatial Analysis at a Modest Price, GIS World, Décembre 1991: 96-99.

CASTRO,C.D. et ZOBECK,T.M. (1986) Evaluation of the topographic factor in the universal soil loss equation on irregular slopes, *Journal of Soil and Water Conservation*, 41: 113-116.

CHARBONNEAU,R., FORTIN,J.P. et MORIN,G. (1977) The CEQUEAU Model: Description and Exemples of Its Use in Problems Related to Water Resource Management, dans: *International Symposium and Workshop on The Application of Mathematical Models in Hydrology and Water Resources System*, AISH, Bratislava, 8-13 September 1975, Hydrological Science Bulletin, vol.22, no.1, pp.193-203.

CHOKMANI,K. et GALLICHAND,J. (1997) Utilisation d'indices pour évaluer le potentiel de pollution diffuse sur deux bassins versants agricoles, *Canadian Agricultural Engineering*, 39(2): 113-122.

CLUIS,D. et DUPONT,J. (1993) Des technologies informatiques au service de la gestion intégrée de la ressource eau à l'échelle du bassin versant, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 26(3): 185-190.

CLUIS,D. et GANGBAZO,G. (1993) Le bassin de drainage, unité naturelle de gestion pour la quantité et la qualité de l'eau, dans : *L'eau de demain : quel héritage laisserons-nous?*, Conférence présentée lors du 1^{er} Colloque sur la gestion de l'eau en milieu rural, Conseil des Productions Végétales du Québec, 20 et 21 avril 1993, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.9-19.

CLUIS, D. et QUENTIN, E. (1993) Un système d'information géographique adapté à l'évaluation de la pollution agricole diffuse, dans: *HydroGIS 93 : Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Proceeding of the Vienna Conference, April 1993, IAHS, Publication no.211, pp.355-361.

CLUIS, D., MARTZ, L., QUENTIN, E. et RECHATIN, C. (1996) Coupling GIS and DEM to classify the Hortonian pathways of non-point sources to the hydrographic network, dans: *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management*, Proceeding of the Vienna Conference, April 1996, IAHS, Publication no.235, pp.37-44.

COLLET,C. (1992) Systèmes d'information géographique en mode image, Presses polytechniques et universitaires romandes, Collection Gérer l'environnement, 186 pages.

CONSEIL DES SCIENCES DU CANADA (1986) La dégradation du sol au Canada: un mal en progression, Gouvernement du Canada, Ministère des Approvisionnements et Services, Ottawa, 24 pages.

CONSTABLE, T.W. (1975) A Distributed Quantity-Quality Runoff Model - For Assessing Potential Impacts of Alternative Land Use Configurations, Water Resources Group, Department of Civil Engineering, University of Waterloo, Ontario, Canada, Technical Report no.75-1, 160 pages.

COOK,L.W. (1936) The nature and controlling variables of the water erosion process, Soil Science Society American Proceedings, 1: 487-494.

COOK,D.J., DICKINSON,W.T. et RUDRA,R.P. (1985) GAMES. Guelph model for evaluating the effects of Agricultural Management systems on Erosion and Sedimentation. User's Manual. Technical Report No.126-71. School of Engineering, University of Guelph, Ontario, Canada.

COOLEY,K.R. (1980) Erosivity Values for Individual Design Storms, *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, ASCE, 106(IR2): 135-145.

COOTE, D.R., DUMANSKI, J. et RAMSEY, J.F. (1982) Une évaluation de la dégradation des terres agricoles au Canada, Institut de recherche sur les terres, Direction générale de la recherche, I.R.T. article no. 118, Agriculture Canada, Ottawa, 105 pages.

CORAK,S.J., KASPAR,T.C. et MEEK,D.W. (1993) Evaluating methods for measuring residue cover, *Journal of Soil and Water Conservation*, 48(1): 70-74.

CÔTÉ, D. et BERNARD, C. (1993) Conservation des sols et de l'eau, Agrosol, 6(1): 20-28.

COUILLARD, D. (1987) Qualité des sédiments en suspension et de fond du système Saint-Laurent (Canada), *Hydrological Sciences Journal*, 32(4): 445-467.

COUILLARD, D., CLUIS, D. et MORIN, G. (1988) An Extension of the Grid-Based Hydrological Model CEQUEAU to Suspended Sediment Movement Through Drainage Basins, *Water Resources*, 22(8): 991-999.

COX,C. et MADRAMOOTOO,C. (1998) Application of geographic information systems in watershed management planning in St. Lucia, *Computers and Electronics in Agriculture*, 21(3): 229-250.

C.P.V.Q (1986) La dégradation des sols agricoles au Québec : causes, effets, prévention et correction, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Bulletin Technique no.13, Agdex 570, 148 pages.

CSTGB (1997) Rapport de la Commission scientifique et technique sur la gestion des barrages. Rapport conjoint; Hydro-Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau).

CYR,L., BONN,F., POULIN,A., PERRAS,S. et PESANT,A. (1991) Mesures de couverture végétale intégrées à un système d'information géographique pour une modélisation spatiale de l'érosion hydrique, dans; 14^{ème} symposium Canadien de Télédétection, pp.229-233.

CYR,L., BONN,F. et PESANT,A. (1995) Vegetation indices derived from remote sensing for an estimation of soil protection against water erosion, *Ecological Modelling*, 79: 277-285.

DAUDELIN,G. (1995) Le gel au Québec : sa formation, sa prévision et sa prévention, dans: *Qualité, représentativité et utilisation des données météorologique à la ferme*, Colloque en agrométéorologie, Conseil des Production Végétales du Québec, 17 mars 1995, Drummondville, pp.31-41.

DECLERCQ, F. et POESEN, J. (1992) Evaluation of Two Models to Calculate the Soil Erodibility Factor K, *Pédologie*, XLII(2): 149-169.

DeCOURSEY, D.G. (1985) Mathematical Models for Nonpoint Water Pollution Control, *Journal of Soil and Water Conservation*, Septembre-Octobre 1985: 408-413.

DEER-ASCOUGH,L.A., WEESIES,G.A., ASCOUGH,J.C. et LAFLEN,J.M. (1995) Plant Parameter Database for Erosion Prediction Models, *Applied Engineering in Agriculture*, 11(5): 659-666.

DE ROO, A.P.J., WESSELING,C.G., CREMERS,N.H.D.T., OFFERMANS,R.J.E., RITSEMA,C.J. et VAN OOSTINDIE,K. (1994) LISEM: a new physically-based hydrological and soil erosion model in a GIS-environment, theory and implementation, dans: *Variation in Stream Erosion and Sediment Transport*, Proceedings of the Canberra symposium, December 1994, IAHS Publ. No.224, pp.439-448.

DE ROO, A.P.J., WESSELING,C.G., JETTEN,V.G. et RITSEMA,C.J. (1996) LISEM: a physicallybased hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS, dans: *HydroGIS 96: Application* of geographic Information Systems in Hydrology and Water resources management, Proceedings of the Vienna conference, April 1996, IAHS Publ. No.235, pp.395-403.

DERRUAU,M. (1974) Précis de géomorphologie, 6^{ième} édition, Masson & Cie, Paris.

DESMET, P.J.J. et GOVERS, G. (1995) GIS - Based Simulation of Erosion and Deposition Patterns in an Agricultural Landscape: a comparison of model results with soil map information, *Catena*, 25: 389-401.

DESMET, P.J.J. et GOVERS, G. (1996) A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units, *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5): 427-433.

DESMET, P.J.J. (1997) Effects of interpolation errors on the analysis of DEMs, *Earth Surface Processess and Landforms*, 22(6): 563-580.

DeVANTIER, B.A et FELDMAN, A.D. (1993) Review of GIS Applications in Hydrologic Modeling, Journal of Water Resources Planning and Management, 119(2): 246-261.

DIACONU, C. (1974) Phénomènes d'érosion des bassins versants reflétés par les transport solides des cours d'eau, dans: *Effects of Man on the Interface of the Hydrological Cycle With the Physical Environment*, Proceedings of the Paris symposium, France, September 1974, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.113, pp.57-61.

DICKINSON,W.T. (1981) Accuracy and precision of suspended sediment loads, dans: *Erosion and Sediment Transport Measurement*, Proceedings of the Florence symposium, Italy, June 1981, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.133, pp.195-202.

DICKINSON,W.T. et WALL,G.J. (1977) The Relationship Between Source-Area Erosion and Sediment Yield, *Hydrological Sciences Bulletin*, XXII(4): 527-530.

DILLAHA, T.A. et BEASLEY, D.B. (1983) Distributed Parameter Modeling of Sediment Movement and Particle Size Distributions, *Transactions of the ASAE*, 26(6): 1766-1777.

DING,Y. et FOTHERINGHAM,A.S. (1992) The Integration of Spatial Analysis and GIS, *Comput. Environ. and Urban Systems*, 26: 3-19.

DOE,W.W., JONES,D.S. et WARREN,S.D. (1999) The Soil Erosion Model Guide for Military Land Managers: Analysis of Erosion Models for Natural and Cultural Resources Applications, Technical Repport ITL 99-XX, January 1999, Tri-Service CADD/GIS Technology Center, U.S. Army Engineering Waterways Experiment Station, Vicksburg, U.S.A., 122 pages.

DONIGIAN,A.S., IMHOFF,J.C., BICKNELL,B.R. et LITTLE,J.I. (1984) *Application guide for the Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF)*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-84-065, Environmental research Laboratory, Athens, GA.

DRAPEAU, J.P. (1987) L'état de l'environnement agricole au Québec, Franc-Nord, 4(4): 8 pages.

DUBÉ, A. (1975) L'eau et l'érosion des sols, Ressources, 6(4): 8-15.

DUBÉ, A. et MAILLOUX, A. (1966) L'érosion du sol dans la région du Bas Saint-Laurent, Agriculture, XXIII(1): 13-19.

DUBÉ, A. et MAILLOUX, A. (1969) La mesure de l'érosion à Cap-aux-Corbeaux, Agriculture, XXVI(2): 32-36.

DUBÉ,A., MEHUYS,G. et PESANT,A.R. (1984) L'érosion : cause et conséquence de la dégradation des sols, dans: *Journée d'information sur la conservation des sols*, Auberge des Gouverneurs, Sainte-Foy, 18 octobre 1984, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.77-89.

DUPONT, J., SMITZ, J., ROUSSEAU, A.N., MAILHOT, A. et GANGBAZO, G. (1998) Utilisation des outils numériques d'aide à la décision pour la gestion de l'eau, *Revue des Sciences de l'Eau*, 11: 5-18.

DURNFORD, D. et KING, J.P. (1993) Experimental Study of Processes and Particle-Size Distribution of Eroded Soil, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, 119(2):.383-398.

EASTMAN,R.J. (1997) *IDRISI for Windows, Users Guide, Version 2.0*, Clark University, Graduate School of Geography, Worcester, MA, U.S.A.

ELSENBEER, H., CASSEL, D.K. et TINNER, W. (1993) A Daily Rainfall Erosivity Model for Western Amazonia, *Journal of Soil and Water Conservation*, 48(5): 439-444.

EVANS,R. (1995) Some Methods of Directly Assessing Water Erosion of Cultivated Land: A comparison of measurements made on plots and fields, *Progress in Physical Geography*, 19(1): 115-129.

EVERAERT, W. (1991) Empirical Relations for the Sediment transport Capacity of Interill Flow, *Earth Surface Processes and Landforms*, 16: 513-532.

FEEZOR, D.R., HIRSCHI, M.C. et LESIKAR, B.J. (1989) Effect of Cell Size on AGNPS Prediction, *ASAE Paper no.89-2662*, American Society of Agricultural Engineering, Chicago, Illinois, 11pages.

FELLOWS, J.D. et RAGAN, R.M. (1986) The Role of Cell size in Hydrology Oriented Geographic Information Systems, dans: *Hydrologic Applications of Space Technology*, Proceedings of the Cocoa Beach Workshop, Florida, August 1985, IAHS Publ. no.160, pp.453-460.

FEODOROFF, A. (1965) Mécanismes de l'érosion par la pluie, *Revue de Géographie physique et de Géologie dynamique*, 7(2): 149-165.

FERGUSON,R.I. (1986) Hydraulics and Hydraulic Geometry, *Progress in Physical Geography*, 10(1): 1-31.

FERGUSON,R.I. (1987) Accuracy and precision of methods for estimating river load, *Earth Surface Processes and Landforms*, 12: 95-104.

FERLAND, M.G. et GAGNON, R.M. (1974) Atlas de hauteur, fréquence et durée des pluies au Québec méridional, Ministère de l'Environnement du Québec, 2ième édition, Publication MP-51. FERREIRA, V.A., WEESIES, G.A., YODER, D.C., FOSTER, G.R. et RENARD, K.G. (1995) The site and condition specific nature of sensitivity analysis, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 493-497.

FINKNER,S.C., NEARING,M.A., FOSTER,G.R. et GILLEY,J.E. (1989) A Simplified Equation for Modeling Sediment Transport Capacity, *Transactions of the ASAE*, 32(5): 1545-1550.

FLANAGAN, D.C. et LAFLEN J.M. (1997) The USDA Water Erosion Prediction Project (WEPP), *Eurasian Soil Science*, 30(5): 524-530.

FLAVELLE, P. (1992) A Quantative measure of model validation and its potentiel use for regulary purposes, *Advances in Water resources*, 15: 5-13.

FLEMING,G. et FATTORELLI,S. (1981) Data requirements for sediment, erosion and transport simulation, dans: *Erosion and Sediment Transport Measurement*, Proceedings of the Florence Symposium, June 1981, IAHS, Publ. No.133, pp.321-327.

FLEMING,G. et AL KADHIMI,A. (1982) Sediment Modelling and Data Source: a compromise in assessment, dans: *Recent Development in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield*, Proceedings of the Exeter Symposium, July 1982, IAHS, Publ. No.137, pp.251-259.

FODOR,R.V. (1983) Chiseling the Earth : How Erosion Shapes the Land, Enslow Publishers, Inc., 96 pages.

FORTIN, J.P., MOUSSA, R., BOCQUILLON, C. et VILLENEUVE, J.P. (1995) Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique, *Revue des Sciences de l'Eau*, 8(1): 97-124.

FOSTER,G.R. et MEYER,L.D. (1972) Transport of Soil Particles by Shallow Flow, *Transactions* of the ASAE, 15(1): 99-102.

FOSTER, G.R. et WISCHMEIER, W.H. (1974) Evaluating Irregular Slopes for Soil Loss Prediction, *Transactions of ASAE*, 17(2): 305-309.

FOSTER,G.R., MEYER,L.D. et ONSTAD, C.A. (1977) A Runoff Erosivity Factor and Variable Slope Length Exponents for Soil Loss Estimates, *Transactions of the ASAE*, 20(4): 683-687.

FOSTER,G.R., LANE,L.J., NOWLIN,J.D., LAFLEN,J.M. et YOUNG,R.A. (1980) A model to estimate sediment yield from field-sized areas: Development of model. Chapter 3, pp.36-64, dans: *CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion fron agricultural management systems*, W.G. Knisel ed., USDA Soil Conservation Research, Report No.26.

FOSTER,G.R., McCOOL,D.K., RENARD,K.G. et MOLDENHAUER,W.C. (1981) Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI Metric Units, *Journal of Soil and Water Conservation*, 36: 355-359.

FOSTER, G.R., LOMBARDI, F. et MOLDENHAUER, W.C. (1982) Evaluation of Rainfall-Runoff Erosivity Factors for Individual Storms, *Transactions of the ASAE*, 25(1): 124-129.

FOSTER,G.R., WEESIES,G.A., RENARD,K.G., YODER,D.C., McCOOL,D.K. et PORTER,J.P. (1997) Support Practice Factor (P), dans: *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA-ARS, Agricultural Handbook no.703, Chapter 6, pp.191-260.

FOURNIER, F. (1960) Climat et érosion, Presses Universitaires de France, Paris, 201 pages.

FRENETTE,M. (1990) Analyse macroscopique de l'érosion des bassins et du transfert sédimentaire dans les tributaires du St-Laurent, dans : *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Conseil des Productions Végétales du Québec, 12 et 13 février 1990, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.247-268.

FRENETTE,M., LLAMAS,J. et LARINIER,M. (1974) Modèle de simulation du transport solide en suspension des rivières Châteauguay et Chaudière, Rapport du Centre de Recherche sur l'Eau, no.CRE-74/05, Université Laval, Québec, 34 pages + figures.

FRENETTE,M. et JULIEN,P.Y. (1980) Méthode simplifiée de prédiction d'érosion de bassin versant et d'apport solide en suspension dans les cours d'eau nordiques, dans: *Deuxième colloque d'hydrotechnique*, Société Canadienne de Génie Civil, Sherbrooke, 22 et 23 mai 1980, pp.408-424.

FRENETTE, M. et JULIEN, P.Y. (1986) LAVSED I - Un modèle pour prédire l'érosion des bassins et le transfert de sédiments fins dans les cours d'eau nordiques, *Canadian Journal of Civil Engineering*, 13(2): 150-161

GANGBAZO,G. (1997) Contrôle de la pollution diffuse agricole par l'approche des objectifs environnementaux de rejet, *Vecteur Environnement*, 30(4): 25-31.

GANGBAZO,G., QUENTIN,M.E., CLUIS,D. et BERNARD,C. (1991) Cartes de vulnérabilité à l'érosion hydrique du sol obtenues par géomatique sur le bassin du Ruisseau-des-Anges, INRS-Eau et Ministère de l'Environnement du Québec, rapport d'étape no.1, Avril 1991, 32 pages.

GANGBAZO,G., CLUIS,D. et BERNARD,C. (1994) Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 27(2): 33-39.

GANGBAZO,G., CLUIS,D. et BERNARD,C. (1999) Connaissances acquises en pollution diffuse agricole au Québec- 1993-1998: analyse et perspectives, *Vecteur Environnement*, juillet 1999: 36-45.

GERMAIN,M. (1986) Essais et analyse d'un modèle de prévision de l'érosion des sols, Université du Québec, INRS-Eau, Mémoire de Maîtrise no.154, 117 pages, 10 annexes.

GIRARD,G., CHARBONNEAU,R. et MORIN,G.(1972) Modèle hydrophysiographique, dans: Compte rendu du Symposium International sur les Techniques de Modèles Mathématiques Appliqués aux Systèmes de Ressources en Eau, Ottawa, Canada, 9-12 mai 1972, vol.1, pp.190-205.

GLYMPH,L.M. (1954) Studies of Sediment Yields from Watersheds, dans: Assemblée générale de Rome, Comptes-Rendus et Rapports de la Commission d'Érosion Continentale, Association Internationale d'Hydrologie Scientifique, No.36, pp.178-191.

GOODCHILD, M.F., PARKS, B.O. et STEYAERT, L.T. (1993) *Environmental Modeling With GIS*, Oxford University Press, New York, U.S.A., 488 pages.

GORDON,R. et MADRAMOOTOO,C.A. (1989) Snowmelt adjusted USLE erosivity estimates for the Maritime Provinces of Canada, *Canadian Agricultural Engineering*, 31: 95-99.

GOSSELIN, B., ASSELIN, R., BERNARD, C., CÔTÉ, D., DE KIMPE, C., LAVERDIÈRE, M.R., MACKENZIE, A.F., MEHUYS, G., PARENT, L.E. et PESANT, A.R. (1986) La dégradation des sols agricoles au Québec : causes, effets, prévention et correction, Commission des sols, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Bulletin Technique no.13, Agdex 570, 148 p.

GOUDIE, A.S. (1981) Geomorphological Techniques, George, Allen and Unwin, London, 395 pages.

GOVERS,G. (1990) Empirical Relationships for the Transport Capacity of Overland Flow, dans: *Erosion, Transport and Deposition Processes*, Proceedings of the Jerusalem Workshop, Marsh-April 1987, IAHS, Publ. no.189, pp.45-63.

GRIFFITHS,G.A. (1982) Spatial and temporal variability in suspended sediment yields of North Island Basins, New Zealand, *Water Resources Bulletin*, 18(4): 575-584.

GUY, B.T., DICKINSON, W.T. et RUDRA, R.P. (1992) Evaluation of Fluvial Sediment Transport Equations for Overland Flow, *Transactions of the ASAE*, 35(2): 545-555.

HAAN, C.T., BARFIELD, B.J. et HAYES, J.C. (1994) *Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments*, Academic Press Inc., Toronto.

HADLEY, R.F. et WALLING, D.E. (1984) *Erosion and Sediment Yield: Some Methods of Measurements and Modelling*, Geobooks, Norwish, England.

HAIDAR,A., CLUIS,D. et QUENTIN,M.E. (1996) Apport de la géomatique pour localiser les zones à risques de pollution du LOIRET et de la rivière Boyer, INRS-Eau, Rapport de recherche no.R-450, Sainte-Foy, Québec, 30 pages + annexes.

HAITH, D.A. et MERRILL, D.E. (1987) Evaluation of a Daily Rainfall Erosivity Model, *Transactions* of the ASAE, 30(1): 90-93.

HALLSWORTH,E.G. (1987) *Anatomy, Physiology and Psychology of Erosion*, The International Federation of Institutes of Advanced Study, Monograph no.1, John Wiley & Sons, Toronto.

HARRISON, S.R. (1990) Regression of a Model on Real-System Output: An Invalid Test of Model Validity, *Agricultural Systems*, 34: 183-190.

HARTWIG,R.O. et LAFLEN,J.M. (1978) A meterstick method for measuring crop residue cover, *Journal of Soil and Water Conservation*, 33: 90-91.

HÉBERT,S. (1993) Qualité des eaux du Fleuve Saint-Laurent (1990-1991), Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq EN930002, 98 pages.

HOGG,W.D. et CARR,D.A. (1985) Atlas de la fréquence des pluies au Canada, Publication du Programme climatologique canadien, Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique.

HOLY, M. (1980) *Erosion and Environment*, Environmental Sciences and Applications, vol.9, Pergamon Press Ltd.

HUANG, C. (1995) Empirical Analysis of Slope and Runoff for Sediment Delivery from Interill Areas, *Soil Science Society of America Journal*, 59: 982-990.

HUDSON,N.W. (1993) *Field measurement of soil erosion and runoff*, FAO Soils Bulletin no.68, 139 pages.

I.A.H.S. (1981) *Erosion and Sediment Transport Measurements*, Proceedings of the Florence symposium, Italy, 22 to 26 June 1981, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No. 133, 540 pages.

I.A.H.S. (1998) *Modelling Soil Erosion, Sediment Transport and Closely Related Hydrological Processes*, Proceedings of the Vienne symposium, Austria, 13 to 17 July 1998, Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No. 249, 450 pages.

JAIN,S.K. (1993) Calibration of Conceptual Models for Rainfall-Runoff Simulation, *Hydrological Sciences Journal*, 38(5): 431-441.

JANSSON, M.B. (1997) Comparison of Sediment Rating Curves Developed on Load and on Concentration, *Nordic Hydrology*, 28(3): 189-200.

JOHNSTON, C.A. (1998) *Geographic Information Systems in Ecology*, Methods in Ecology, Blackwell Science Ltd., 239 pages.

JULIEN, P. (1979) Érosion de bassin et apport solide en suspension dans les cours d'eau nordiques, Thèse de Maîtrise, Département de Génie civil, Université Laval, Québec, 186 pages.

JULIEN,P. (1982) *Prédiction d'apport solide pluvial et nival dans les cours d'eau nordiques à partir du ruissellement superficiel*, Thèse de Doctorat, Département de Génie civil, Université Laval, Québec, 240 pages.

JULIEN, P.Y. (1995) Erosion and Sedimentation, Cambridge University Press, 280 pages.

JULIEN, P.Y. et SIMONS, D.B. (1985) Sediment Transport Capacity of Overland Flow, *Transactions of the ASAE*, 28(3): 755-762.

JULIEN, P.Y. et FRENETTE, M. (1985) Modeling of Rainfall Erosion, *Journal of Hydraulic Engineering*, 111(10): 1344-1359.

JULIEN, P.Y. et FRENETTE, M. (1986) LAVSED II - A Model for Predicting Soil Erosion and Washload in Streams, *Canadian Journal of Civil Engineering*, 13(2): 162-170.

JULIEN, P.Y. et FRENETTE, M. (1987) Macroscale Analysis of Upland Erosion, Hydrological Sciences Journal, 32(3): 347-358.

KACHANOSKI, R.G. (1993) Estimating soil loss from changes in soil cesium-137, Canadian Journal of Soil Sciences, 73: 629-632.

KAUARK LEITE, L.A. (1990) *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*, Thèse de Doctorat, Sciences et techniques de l'Environnement, École Nationale des Ponts et Chaussées, 342 pages + annexes.

KAUTZA,T.J., SCHERTZ,D.L. et WEESIES,G.A. (1995) Lessons learned in RUSLE technology transfer and implementation, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 490-493.

KEMP,K.K. (1993) Environmental modelling and GIS: dealing with spatial continuity, dans: *HydroGIS 93 : Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Proceeding of the Vienna Conference, April 1993, IAHS, Publication no.211, pp.107-115.

KINNELL, P.I.A. (1990) The Mechanics of Raindrop Induced Flow Transport, Australian Journal of Soil Research, 28: 497-516.

KINNELL, P.I.A. (1991) The Effect of Flow Depth on Sediment Transport Induced by Raindrops Impacting Shallow Flows, *Transactions of the ASAE*, 34(1): 161-168.

KINNELL, P.I.A. (1995) The I_xE_a erosivity index: An index with the capacity to give more direct consideration to hydrology in predicting short-term erosion in the USLE modeling environment, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 507-512.

KIRBY, P.C. et MEHUYS, G.R. (1987) The seasonal variation of soil erodibility in southwestern Quebec, *Journal of Soil and Water Conservation*, 42: 211-215.

KLAGHOFER,E., BIRNBAUM,W. et SUMMER,W. (1993) Linking sediment and nutriment models with a geographic information system, dans: *HydroG/S93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Waters Resources*, Proceedings of the Vienne Conference, April 1993, IAHS Publ, no.211, pp.501-506.

KNISEL,W.G. (1980) CREAMS: A Field- Scale Model For Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems, U.S. Department of Agriculture (ARS), Conservation Research Report No.26, Southeast Watershed Rresearch Laboratory, Tifton, GA., 643 pages.

KORO, N., BERNARD, C. et LAVERDIÈRE, M. (1995) Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture, sous pluie simulée, Étude et Gestion des sols, 2(3): 173-182.

KREZNOR, W.R., OLSON, K.R. et JOHNSON, D.L. (1992) Field evaluation of methods to estimate soil erosion, *Soil Science*, 153: 69-81.

LAFLEN, J.M., AMEMIYA, M. et HINTZ, E.A. (1981) Measuring crop residue cover, *Journal of Soil* and Water Conservation, 36: 314-343.

LAFLEN,J.M., FOSTER,G.R. et ONSTAD,C. (1985) Simulation of individual storm soil losses for modelling the impact of soil erosion on cropland productivity, dans: Soil Erosion and Conservation, Soil Conservation Society of America, Ankeny, Indiana, pp.285-295.

LAGACÉ,R. (1980a) L'érosion des sols par l'eau et les moyens de conservation, dans: Érosion et conservation des sols, 8 ^{eme} Colloque de Génie rural, Département de Génie rural, Université Laval, Robert Lagacé éditeur, pp.3-36.

LAGACÉ,R. (1980b) L'Équation universelle de pertes de sols : un outil, dans: Érosion et conservation des sols, 8 ^{eme} Colloque de Génie rural, Département de génie rural, Université Laval, Robert Lagacé éditeur, pp.37-60.

LAL,R. (1994) Soil Erosion Research Methods, Second Edition, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, St.Lucy Press, 340 pages.

LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN (1997a) Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Sainte-Foy). 69 pages.

LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN (1997b) *Dossier des noms de sols du Québec*. SISCan. Système d'information des sols au Canada. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Sainte-Foy). 60 pages.

LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN (1997c) Fichier électronique : Base de données électroniques des profils pédologiques (physico-chimiques) de référence des sols du Québec, (SISCan) Système d'information des sols au Canada. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Sainte-Foy). LANCERY, J.-M. (1987) Le ruissellement concentré des eaux de surface: un cancer qui gruge lentement mais sûrement nos terres cultivables, *Geos*, 16(4): 23-25.

LANDRY,I. (1998) Analyse par géomatique des bilans et des flux d'azote et de phosphore dans un bassin versant à vocation agricole : le cas de la rivière Boyer, Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, 139 pages.

LANE, L.J., SCHERTZ, D.L., ALBERTS, E.E., LAFLEN, J.M. et LOPES, V.L. (1988a) The US national project to develop improved erosion prediction technology to replace the USLE, dans: *Sediment Budgets,* Proceedings of the Porto Alegre symposium, Brazil, 11-15 december 1988, I.A.H.S Publication No.174, pp.473-481.

LANE,L.J., SHIRLEY,E.D. et SINGH,V.P. (1988b) Modelling erosion on hillslopes, Chapter 10, pp.287-308, dans : *Modelling Geomorphological Systems*, Edited by M.G. Anderson, John Wiley & Sons Ltd.

LANE,L.J., RENARD,K.G., FOSTER,G.R. et LAFLEN,J.M. (1992) Development and Application of Modern Soil Erosion Prediction Technology - The USDA Experience, *Australian Journal of Soil Research*, 30: 893-912.

LAROCHE, M.et DUMONT, Y. (1990) *Relevé topographique du cours d'eau de la station de recherche de Lennoxville*, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, de Pêcheries et de l'Alimentation, 17 pages + cartes et annexes.

L.A.S. (1997) GRASSLAND User's Guide for Windows95 and NT, Version 1.1. Logiciels et Applications Scientifiques (L.A.S.) Inc. Montréal.

LATREILLE, A., SMORAGIEWICZ, W. et BOUTARD, A. (1993) La pollution agricole diffuse: une évaluation pour la grande région de Montréal, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 26(2): 103-107.

LAU,Y.L. et KRISHNAPPAN,B.G. (1985) Sediment Transport Under Ice Cover, Journal of Hydraulic Engineering, 111(6): 934-950.

LAVERDIÈRE,M.R., BERNARD,C. et PESANT,A. (1995) *Bilan érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant à l'aide du Cs-137*, Rapport de recherche, no.3511, Conseil de recherche en pêche et en agroalimentaire du Québec, 6 pages.

LECLERC, R. et LAPOINTE, M.F. (1994) Hydraulics Geometry of Alluvial Rivers in the Bois-Francs Region of Southern Québec, *Canadian Water Resources Journal*, 19(3): 237-252

LE COEUR,C. et GAUTIER,E. (1996) Les agents et les processus de l'érosion, Chapitre 4, pp.151-187, dans : *Éléments de Géographie Physique*, collection Grand Amphi Géographie, Bréal, Paris.

LEENAERS,H. et SALEWICZ,K. (1990) Land Use Change and Soil Erosion Hazard in the Zambezi Basin, dans: *Proceedings of the Hydraulics/Hydrology of Arid Lands*, San Diego, July30-August 2, American Society of Civil Engineers, pp.627-632.

LEGATES, D.R. et McCABE, G.J. (1999) Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation, *Water Resources Research*, 35(1): 233-241.

LEIPNIK, M.R., KEMP, K.K., et LOAICIGA, H.A. (1993) Implementation of GIS for Water Resources Planning and Management, Journal of Water Resources Planning and Management, 119(2): 184-205.

LEONARD, R.A., KNISEL,W.G. et STILL,D.A. (1987) GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricyultural Management Systems, *Transactions of ASAE*, 30(5): 1403-1418.

LEVINE, D.A., HUNSAKER, C.T., TIMMINS, S.P. et BEAUCHAMP, J.J. (1993) A Geographic Information System Approach to Modeling Nutrient and Sediment Transport, Publication no.3993, Oak Ridge National Laboratory, ORNL-6736, Environmental Sciences Division, Oak Ridge, Tennessee, (2 micro-fiches), 164 pages.

LIAO,H.-H. et TIM,U.S. (1997) An Interactive Modeling Environment For Non-Point Source Pollution Control, *Journal of the American Water Resources Association*, 33(3): 591-603.

LIU, B.Y, NEARING, M.A. et RISSE, L.M. (1994) Slope Gradient Effects on Soil Loss for Steep Slopes, *Transactions of the ASAE*, 37(6): 1835-1840.

LIU,B.Y., NEARING,M.A., BAFFAUT,C. et ASCOUGH,J.C. (1997) The WEPP Watershed Model: III. Comparisons to Measured Data from Small Watershed, *Transactions of the ASAE*, 40(4): 945-952.

LOPES,V.L. (1996) On the effect of uncertainty in spatial distribution of rainfall on catchment modelling, *Catena*, 28(1-2): 107-119.

LOUGHRAN, R.J. (1989) The measurement of soil erosion, *Progress in physical geography*, 13: 216-223.

MABIT,L. (1999) Estimation de l'érosion hydrique des sols par la méthode du Cs¹³⁷: Application aux bassins versants de Viery (France) et Lennoxville (Québec). Thèse de Doctorat de Géographie, Paris I, Panthéon-Sorbonne, 257 pages.

MABIT,L., BERNARD,C., LAVERDIÈRE,M.R. et WICHEREK,S. (1998) Quantification de l'érosion hydrique dans un petit bassin versant agricole des basses-terres du Saint-Laurent, dans: *Man and Rivers Systems : the functioning of river systems at the basin scale*, Presses de l'école nationale des ponts et chaussées, Paris, pp.176-177.

MABIT,L., BERNARD,C., LAVERDIÈRE,M.R. et WICHEREK,S. (1999) Assessment of water erosion in a small agricultural basin of the St.Lawrence river watershed, *Hydrobiologia*, 410: 263-268.

MADRAMOOTOO, C.A. (1988) Rainfall and Runoff Erosion Indices for Eastern Canada, *Transactions of the ASAE*, 31(1): 107-110.

MAILLOUX,A. et DUBÉ,A. (1959) Érosion et conservation des sols dans la région du Lac Saint-Jean, Cahiers de Géographie, 5: 77-85.

MARTZ, L.W. et GARBRECHT, J.D. (1992) Numerical Definition of Drainage Network and Subcatchment Areas from Digital Elevation Models, *Computers and Geosciences*, 18(6):747-761.

MATHIER, L. et ROY, A.G. (1992) Hydrogrammes de ruissellement superficiel et transport des sédiments en milieu agricole, *Revue des Sciences de l'Eau*, 5: 1-21.

MATHIER, L. et ROY, A.G. (1993) Temporal and Spatial Variations of Runoff and Rain Wash Erosion on a Agricultural Field, *Hydrological Process*, 7: 1-18.

MATHIER, L. et ROY, A.G. (1996) A study on the effect of spatial scale on the parameters of a sediment transport equation for sheetwash, *Catena*, 26: 161-169.

MAYER, D.G., STUART, M.A. et SWAIN, A.J. (1994) Regression of Real-World Data on Model Output: An Appropriate Overall Test of Validity, *Agricultural Systems*, 45: 93-104.

McCOOL, D.K., BROWN, L.C., FOSTER, G.R., MUTCHLER, C.K. et MEYER, L.D. (1987) Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation, *Transactions of the ASAE*, 30(5): 1387-1396.

McCOOL, D.K., FOSTER, G.R., MUTCHLER, C.K. et MEYER, L.D. (1989) Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation, *Transactions of the ASAE*, 32(5): 1571-1576.

McCOOL,D.K., FOSTER,G.R. et WEESIES,G.A. (1997) Slope Length and Steepness Factor (LS), dans: *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA-ARS, Agricultural Handbook no.703, Chapter 4, pp.105-129.

McDONNELL,R.A. (1996) Inculding the spatial dimension: using geographical information systems in hydrology, *Progress in Physical Geography*, 20(2): 159-177.

McNAIRN, H. et PROTZ, R. (1993) Mapping corn residue cover on agricultural fields in Oxford County, Ontario, using Thematic Mapper, Canadian Journal of Remote Sensing, 19(2): 152-159.

McPHERSON, H.J. (1975) Sediment yields from intermediate-sized stream basins in southern Alberta, *Journal of hydrology*, 25: 243-257.

MEHUYS,G. (1981) *L'érosion par l'eau*, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, AGDEX 572, 15 pages.

MEIER, W.L., WEISS, A.G., PUENTES, C.D. et MOSELEY, J.C. (1971) Sensitivity analysis: a necessity in water planning, *Water Resources Bulletin*, 7(3): 529-541.

MERMUT,A.R., LUK,S.H., RÖMKENS,M.J.M. et POESEN,J.W.A. (1997) Soil loss by splash and wash during rainfall from two loss soils, *Geoderma*, 75(3-4): 302-214.

MEYER,L.D. (1971) Soil erosion by water on upland areas, chapter 27, dans: *River Mechanics*, vol.II, H.W. Shen (ed.).

MEYER,L.D. (1984) Evolution of the Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil and Water Conservation*, Mars-Avril 1984: 99-104.

MEYER, L.D. et WISCHMEIER, W.H. (1969) Mathematical Simulation of the Processes of Soil Erosion by Water, *Transactions of the ASAE*, 12(6): 754-758.

MICHAUD,A.R. (1987) Soil erodibility indices for southern Quebec soils derived under variable intensity rainfall simulation, M.Sc. Thesis Macdonald College, McGill University, 131 pages.

MILLETTE,G. (1982) Agriculture intensive et détérioration des sols, *Agriculture*, décembre 1982: 13-14.

MITCHELL, P.L. (1997) Misuse of Regression for Empirical Validation of Models, *Agricultural Systems*, 54(3): 313-326.

MONFET, J. (1979) Évaluation du coefficient de ruissellement à l'aide de la méthode SCS modifiée, Service de l'hydrométrie, Ministère des Richesses Naturelles du Québec, Québec.

MONTAS, H.J. et MADRAMOOTOO, C.A. (1991) Using the ANSWERS Model to Predict Runoff and Soil Loss in Southwestern Quebec, *Transactions of the ASAE*, 34(4): 1754-1762.

MOORE, I.D. et BURCH, G.J. (1986a) Sediment Transport Capacity of Sheet and Rill Flow: Application of Unit Stream Power Theory, *Water Resources Research*, 22(8): 1350-1360.

MORGAN, R.P.C. (1986) Soil Erosion and Conservation, Longman Scientific & Technical, Longman Group UK Limited.

MORGAN,R.P.C., QUINTON,J.N., SMITH,R.E., GOVERS,G.,POESEN,J.W.A., AUERSWALD,K., CHISI,G., TORRI,D., STYCZEN,M.E. et FOLLY,A.J.V. (1998a) *The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide, Version 3.6*, July 1998, Silsoe College, Cranfield University, United Kingdom, 89 pages, 10 annexes.

MORGAN,R.P.C., QUINTON,J.N., SMITH,R.E., GOVERS,G., POESEN,J.W.A., AUERSWALD,K., CHISI,G., TORRI,D. et STYCZEN,M.E. (1998b) The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A Dynamic Approach for Predicting Sediment Transport from Fields and Small Catchments, *Earth Surface Processes and Landforms*, 23: 527-544.

MORIN,G. et PAQUET,P. (1995) *Le modèle de simulation de quantité et de qualité CEQUEAU Guide de l'utilisateur, Version 2.0 pour Windows*, INRS-Eau, rapport de recherche no.435, 54 pages.

MORIN,G., FORTIN,J.P., LARDEAU,J.P., SOCHANSKI,W., et PAQUETTE,S. (1981) *Modèle CEQUEAU: manuel d'utilisation*, Rapport scientifique no.93, Institut national de la recherche scientifique (INRS-eau), Université du Québec, Sainte-Foy, Canada, 449 pages.

MORIN,G., COUILLARD,D., CLUIS,D., JONES,G.H. et DUPONT,J. (1983) *Modélisation des solides en suspension à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU*, Rapport scientifique no.154, Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, Sainte-Foy, Canada.

MORIN,G., PAQUET,P. et SOCHANSKI (1995a) Le modèle de simulation de quantité et de qualité CEQUEAU : Guide de l'utilisateur, Version 2.0 pour DOS, INRS-Eau, rapport de recherche no.434, 44 pages.

MORIN,G., PAQUET,P. et SOCHANSKI (1995b) Le modèle de simulation de quantité et de qualité CEQUEAU : Manuel de références, INRS-Eau, rapport de recherche no.433, 314 pages.

MORRISON, J.E. et CHICHESTER, F.W. (1991) Still video image analysis of crop residue soil covers, *Transactions of ASAE*, 34: 2469-2474.

MOSS,A.J. et GREEN,P. (1983) Movement of solids in air and water by raindrop impact, Effects of drop-size and water-depth variations, *Australian Journal of Soil Research*, 21: 257-269.

MOU, J. et MENG, Q. (1981) Sediment Delivery Ratio as Used in the Computation of Watershed Sediment Yield, *Journal of Hydrology* (New-Zealand), 20: 27-38.

MOUSAVIZADEH,M.H., PAPINEAU,F., ENRIGHT,P. et MADRAMOOTOO,C.A. (1995) Application of GIS and water quality models to watershed management, *CSAE Paper no. 95-605*, Saskatoon, Saskatchewan, Canada.

MUSGRAVE,G.W. (1947) The Quantitative Evaluation of Factors in Water Erosion - A First Approximation, *Journal of Soil and Water Conservation*, 2(3): 133-138.

MUTCHLER,C.K. et LARSON,C.L. (1971) Splash Amounts from Waterdrop Impact on a Smooth Surface, Water Resources Research, 7(1): 195-200.

NASERKHAKI,M. (1994) Bilan érosion/sédimentation à l'échelle du bassin versant à l'aide du Cs-137, Mémoire de maîtrise, Facuté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Canada, 88 pages.

NASH, J.E. et SUTCLIFFE, J.V. (1970) Riverflow Forescating Through Conceptuel Model, *Journal* of Hydrology, 10: 282-291.

NCASI (1985) QUAL2E User Manual, National Council for Air and Stream Improvement Inc., Nw-York, NY, Technical Bulletin No.457.

NEARING, M.A. (1997) A Single, Continuous Function for Slope Steepness Influence on Soil Loss, *Soil Science Society American Journal*, 61: 917-919.

NEARING, M.A. (1998) Why Soil Erosion Models Over-predict Small Soil Loss and Under-predict Large Soil Losses, *Catena*, 32(1): 15-22.

NEARING,M.A., FOSTER,G.R., LANE,L.J. et FINKNER,S.C. (1989) A Process-Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology, *Transactions of ASAE*, 32(5): 1587-1593.

NEARING, M.A., LANE, L.J., ALBERTS, E.E et LAFLEN, J.M. (1990a) Pediction Technology for Soil Erosion by Water: status and research needs, *Soil Science Society American Journal*, 54: 1702-1711.

NEARING, M.A., DEER-ASCOUGH, L. et LAFLEN, J.M. (1990b) Sensitivity Analysis of the WEPP Hillslope Profile Erosion Model, *Transactions of the ASAE*, 33(3): 839-849.

NEARING,M.A., GOVERS,G., LEI,T. et NORTON,L.D. (1998) Variability Between Replicated Soil Erosion Plots: Implications for model evaluation and experimental design, au site Internet: *http://soils.ecn.purdue.edu/~nearing/replic.htm*, 15 pages.

NEEDHAM,S. et VIEUX,B. (1989) A GIS for AGNPS Parameter Input and Mapping Ouput, ASAE paper no.89-2673, 13 pages.

NIVESSE,X. (1993a) Étude de l'érosion au Québec, Mémoire de fin d'études, Diplôme d'agronomie appronfondie, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Génie de l'environnement, Rapport de recherches, Université Laval, Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), 55 pages + annexes.

NIVESSE,X. (1993b) Application du modèle AGNPS au bassin de Lennoxville, Rapport de stage, Diplôme d'agronomie appronfondie, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Génie de l'environnement et Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), 21 pages + annexes.

NORMANDEAU, A. (1982) Un toumant agricole difficile à négocier, *Agriculture*, Septembre 1982: 22-23.

NOVOTNY, V. et OLEM, H. (1994) Water Quality : Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution, Van Nostrand Reinhold Co., New-York.

OLIVE,L.J. et RIEGER,W.A. (1992) Stream suspended sediment transport monitoring-why, how and what is being measured?, dans: *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programs in River Basins*, Proceedings of the Oslo symposium, August 1992, IAHS Publ. No.210, pp.245-254.

ONSTAD,C.A. et FOSTER,G.R. (1975) Erosion Modeling on a Watershed, *Transactions of the* ASAE, 18(2): 288-292.

OUELLETTE, G.J. (1948) Structure du sol vs érosion par l'eau, Agriculture, 5: 7-17.

OUELLETTE, G.J. (1949) Temps de concentration vs érosion par l'eau, Agriculture, 6: 327-335.

PALMER,R.S. (1964) The influence of a thin water layer on waterdrop impact forces, dans: *Érosion continentale, Précipitations, Hydrométrie, Humidité du sol*, Assemblée Générale de Berkeley de l'U.G.G.I, Association Internationale d'Hydrologie Scientifique, IASH, publication no. 65, pp.141-148.

PALMER, R.S. (1965) Waterdrop impact forces, Transactions of the ASAE, 8(1): 69-70, 72.

PAPY,F. (1992) Effets des structures agraires sur le ruissellement et l'érosion hydrique, *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 2: 115-125.

PARK,S.W., MITCHELL,J.K. et BURBENZER,G.D. (1982) Splash Erosion Modeling : Physical Analyses, *Transaction of the ASAE*, 25(2): 357-361.

PAYEN,J., BERNARD,C. et COSSETTE,J.-M. (1983) Étude du potentiel d'érosion des sols à l'échelle d'un bassin versant, dans : *L'érosion accélérée et anthropique : ses conséquences sur l'environnement*, Congrès annuel de l'Association Canadienne-Française pour l'Avancement des Sciences (A.C.F.A.S.), 26 mai 1983, Université du Québec à Trois-Rivières, pp.31-41.

PELLETIER,R. (1987) L'intensification de l'agriculture québécoise entre 1961 et 1986, dans; A.C.F.A.S, 1987, L'état de l'environnement au Québec: un bilan des milieux agricole, forestier et aquatique, Colloque de l'U.Q.C.N tenu le 13 mai 1986 à l'Université de Montréal, pp.27-38.

PELLETIER,G., MAILHOT,A. et VILLENEUVE,J.P. (1996) Revue de littérature des modèles d'érosion et choix de modèles en contexte québécois, Rapport de recherche No. R-462a. Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, 85 pages.

PERRAS,S. (1989) Application de la télédétection à la mesure de l'érosion hydrique associée à la culture du maïs et des céréales, Rapport final, Projet #3B1-68400260-002, Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire, Recherche en conservation du sol et de l'eau, 48 pages.

PERRIER,R. (1967) *Probabilités de gel au Québec*, Ministère des Richesses Naturelles du Québec, Service de la météorologie, Publication MP-23.

PERRONE, J. et MADRAMOOTOO, C.A. (1997) Use of AGNPS for Watershed Modeling in Quebec, *Transactions of ASAE*, 40(5): 1349-1354.

PERRONE, J. et MADRAMOOTOO, C.A. (1999) Sediment yield prediction using AGNPS, *Journal of Soil and Water Conservation*, 54(1): 415-419.

PESANT,A. (1990) Ruissellement et érosion des surfaces cultivées, dans : *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Québec, 12 et 13 février 1990, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.89-100.

PESANT,A. et BOIVIN,F. (1985) Photo interprétation de la pente, de la superficie et du type de dépôt des sols cultivés en maïs fourrager dans les comtés de Richmond, Sherbrooke et Stanstead, Faits saillants, Agriculture Canada, Station de recherche de Lennoxville, Québec, 4 pages.

PESANT, A.R., DIONNE, J.L. et GENEST, J. (1987) Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems, *Canadian Journal of Soil Sciences*, 67: 835-843.

PESANT,C. (1990) Les ressources hydriques au Québec et leur abondance relative, dans: *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, Québec, 12 et 13 février 1990, Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp.5-22.

PICKUP,G. (1988) Hydrology and Sediments Models, Chapter 7, pp.153-215, dans: *Modelling Geomorphological Systems*, Edited by M.G. Anderson, John Wiley & Sons Ltd.

POIANI,K.A. et BEDFORD,B.L. (1995) GIS - Based Nonpoint Source Pollution Modeling: considerations for wetlands, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50: 613-619.

POSCH,M. et REKOLAINEN,S. (1993) Erosivity Factor in the Universal Soil Loss Equation Estimated from Finnish Rainfall Data, *Agric. Sci. Finl.*, 2: 271-279.

POWELL,M.J.D. (1964) An efficient method for finding the minimum of a function of several variables without calculating derivatives, *Computers Journal*, 7: 155-162.

POWERSOFT (1996) Watcom FORTRAN 77, version 11, Sybase, Inc.

PRINGLE, E.A., WALL, G.J. et SHELTON, I.J. (1995) RUSLEFAC Revised Universal Soil Loss Equation for Application in Canada : A Handbook for Esimating Soil Loss from Water Erosion in Canada, Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Centre for Land and Biological Resources Research, Draft Copy, June 1995.

QUÉBEC (1988a) L'environnement au Québec : un premier bilan, document technique, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, 431 pages.

QUÉBEC (1988b) Guide pratique de conservation des sols et de l'eau: vivez bien avec la terre, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 51 pages.

QUÉBEC (1988c) Guide d'analyse et d'aménagement des cours d'eau à des fins agricoles, 2ème édition, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, février 1988.

QUÉBEC (1988d) Contribution des activités agricoles à la pollution de certains tributaires du fleuve Saint-Laurent, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, 35 pages + 5 annexes.

QUÉBEC (1992) Critères de qualité de l'eau, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 425 pages.

QUÉBEC (1995a) Banque d'Informations Référentielles sur les Sols Québécois: Procédures d'utilisation de NATUREL, Service des sols, Direction de la recherche et du développement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 15 pages.

QUÉBEC (1995b) Banque d'Informations Référentielles sur les Sols Québécois: Procédures d'utilisation des bases INVENT_S et INVENT_T, Service des sols, Direction de la recherche et du développement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, 15 pages.

QUENTIN,E. (1999) Optimisation des paramètres de la procédure géomatique d'extraction des caractéristiques hydrologiques d'un bassin versant à partir d'un modèle numérique d'altitude, Thèse de Doctorat, Université de Sherbrooke, Département de géographie et télédétection, 116 pages.

QUINTON, J.N. (1997) Reducing predictive uncertainty in model simulations: a comparison of two methods using the European Soil Erosion Model (EUROSEM), *Catena*, 30(2-3): 101-117.

REKOLAINEN, S. et POSCH, M. (1993) Adapting the CREAMS Model for Finnish Conditions, Nordic Hydrology, 24: 309-322.

RENARD,K.G., FOSTER,G.R., WEESIES,G.A. et PORTER,J.P. (1991) RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil and Water Conservation*, 46: 30-33.

RENARD,K.G. et FERREIRA,V.A. (1993) RUSLE Model description and Database Sensitivity, *Journal of Environmental Quality*, 22: 458-466.

RENARD,K.G. et FREIDMUND,J.R. (1994) Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE, *Journal of Hydrology*, 157: 287-306.

RENARD,K.G., LAFLEN,J.M., FOSTER,G.R. et McCOOL,D.K. (1994) The Revised Universal Soil Loss Equation, Chapter 5, pp.105-124, dans: *Soil Erosion Research Methods, second edition*, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, St.Lucy Press.

RENARD,K.G., FOSTER,G.R., WEESIES,G.A., McCOOL,D.K. et YODER,D.C. (1997) *Predicting Soil Erosion by Water : A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Agricultural Handbook 703, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Washington D.C., 404 pages.

REWERTS,C.C. et ENGEL,B.A. (1991) ANSWERS on GRASS: Integrating a watershed simulation with a GIS, International Winter Meeting, *American Society of Agricultural Engineers*, Chicago, IL. Paper No. 91-2621, 8 pages.

RICHARDSON, C.W., FOSTER, G.R. et WRIGHT, D.A. (1983) Estimation of Erosion Index from Daily Rainfall Amount, *Transaction of the ASAE*, 26(1): 153-157.

RISLER, E. (1895) Géologie agricole, Berger Levrault éd., Paris.

RISSE, L.M., NEARING, M.A., NICKS, A.D. et LAFLEN, J.M. (1993) Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation, *Soil Science Society American Journal*, 57: 825-833.

RITCHIE, J.C. (1972) Sediment, Fish, and Fish Habitat, *Journal of Soil and Water Conservation*, 27(3): 124-125.

RITCHIE, J.C. et McHENRY, J.R. (1990) Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and accumulation rates and pattern : A review, *Journal of Environmental Quality*, 19: 215-233.

ROEHL, J.W. (1962) Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors, dans: *Land Erosion*, Proceedings of the Bari symposium, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.59, pp.202-213.

ROELS, J.M. (1985) Estimation of Soil Loss at a Regional Scale Based on Plot Measurements: some critical considerations, *Earth Surface Processes and Landforms*, 10: 587-595.

ROLOFF,G., De JONG,R. et NOLIN, M.C. (1998) Crop yield, soil temperature and sensitivity of EPIC under central-eastern Canadian conditions, *Canadian Journal of Soil Science*, 78: 431-439.

RÖMKENS, M.J.M., PRASAD, S.N. et PARLANGE, J.Y. (1990) Surface seal development in relation to rainstorm intensity, *Catena* Suppl. 17: 1-11.

RÖMKENS,M.J.M., YOUNG,R.A., POESEN,J.W.A., McCOOL,D.K., EL-SWAIFY,S.A. et BRADFORD,J.M. (1997) Soil Erodibility Factor (K), dans: *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA-ARS, Agricultural Handbook no.703, Chapter 3, pp.67-103.

ROSENFIELD, G.H. et FITZPATRICK-LINS, K. (1986) A Coefficient of Agreement as a measure of thematic classification accuracy, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(2): 223-227.

ROSS, D., NASH, T. et HARBOR, J. (1992) Teaching land management with a microcomputerbased model, *Journal of Soil and Water Conservation*, 47: 226-230.

ROSS, M.A. et TARA, P.D. (1993) Integrated Hydrologic Modeling with Geographic Information Systems, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(2): 129-140.

ROUSSEAU,A.N., MAILHOT,A., MASSICOTTE,S., TREMBLAY,J.F., BOLDUC,P., DUCHEMIN,M., DUPONT,J., TURCOTTE,R., et VILLENEUVE,J.P. (1997) GIBSI-A watershedbased software system for integrated surface water quality management, dans: *Congrès annuel conjoint de la Société canadienne de génie civil et de la Société canadienne de génie rural*, Éditeurs: D.I. Norum et P. Savoie, volume A (Génie agro-alimentaire et biologique), pp.112-121.

RUDRA, R.P., DICKINSON, W.T., CLARK, D.J. et WALL, G.J. (1986) GAMES - A Screening Model of Soil Erosion and Fluvial Sedimentation on Agricultural Watershed, *Canadian Water Resources Journal*, 11(4): 58-71.

RUDRA, R.P., DICKINSON, W.T. et VON EUW, E.L. (1993) The importance of precise rainfall inputs in nonpoint source pollution modeling, *Transactions of the ASAE*, 36(2): 445-450.

SALEHI,F. (1989) Validation de l'équation universelle de perte de sol pour le Québec et mesure de quelques facteurs C et K, Mémoire de maîtrise, Facuté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Canada.

SALEHI,F. (1991) Soil erodibility of the Eastern Township. Canada-Quebec Subsidiary Agreement on Agri-Food Development, Report of Research Project #3B1-40190260-001, Québec, 49 pages.

SALEHI,F. (1996) *Mesure et modélisation des sédiments d'un petit bassin versant agricole*, Thèse de Doctorat, Facuté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec, Canada, 121 pages.

SALEHI, F., PESANT, A.R. et LAGACÉ, R. (1991) Validation of the Universal soil loss equation for three cropping systems under natural rainfall in southeastern Quebec, *Canadian Agricultural Engineering*, 33: 11-16.

SALEHI,F., PESANT,A.R., BÉRARD,A. et LAGACÉ,R. (1993) Preliminary estimates of the erodibility of ten Quebec Eastern Townships soil series, *Canadian Agricultural Engineering*, 35: 157-164.

SALEHI,F., LAGACÉ,R. et PESANT,A.R.(1997) Construction of a year-round operating gauging station for sediment and water quality measurements of small watersheds, *Journal of Soil and Water Conservation*, 52(6): 431-436.

SAVABI,M.R., KLIK,A., GRULICH,K., MITCHELL,J.K. et NEARING,M.A. (1996) Application of WEPP and GIS on small watersheds in USA and Austria, dans: *HydroGIS 96 : Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management*, Proceeding of the Vienna Conference, April 1996, IAHS, Publication no.235, pp.469-476.

SCOTT, A. (1948) Le contrôle de l'érosion, Agriculture, 5: 233-239.

SCOTT, A. (1968) Les sols, Librairie Beauchemin Limitée, Montréal, Canada, 372 pages.

SELKER, J.S., HAITH, D.A. et REYNOLDS, J.E. (1990) Calibration and Testing of a Daily Rainfall Erosivity Model, *Transactions of the ASAE*, 33(5): 1612-1618.

SHARMA, P.P., GUPTA, S.C. et RAWLS, W.J. (1991) Soil Detachment by Single Raindrops of Varying Kinetic Energy, *Soil Science Society American Journal*, 55: 301-307.

SHARMA, P.P., GUPTA, S.C. et FOSTER, G.R. (1993) Predicting Soil Detachment by Raindrops, *Soil Science Society American Journal*, 57: 674-680.

SHARMA,K.D., MENENTI,M.,HUYGEN,J. et VICH,A. (1996) Modeling Spatial Sediment Delivery in an Arid Region Using Thematic Mapper Data and GIS, *Transactions of the ASAE*, 32(2): 551-557.

SHARPLEY, A.N. (1985) The selective erosion of plant nutrients in runoff, Soil Science Society American Journal, 49: 1527-1534.

SHARPLEY, A.N. et WILLIAMS, J.R. (1990) *EPIC- Erosion/Productivity Impact Calculator: Model Documentation*, U.S. Department of Agriculture (ARS), Technical Bulletin No. 1768, 235 pages.

SHELTON, M.L. (1989) Spatial Scale Influences on Modeled Runoff for Large Watersheds, *Physical Geography*, 10(4): 368-383.

SHERIDAN, J.M., DAVIS, F.M., HESTER, M.L. et KNISEL, W.G. (1989) Seasonal Distribution of Rainfall Erosivity In Peninsular Florida, *Transactions of the ASAE*, 32(5): 1555-1560.

SHIRAZI,M.A. et BOERSMA,L. (1984) A unifying quantitative analysis of soil texture, *Soil Science Society American Journal*, 48: 142-147.

SINGH, V.P. (1995) Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publication, 1144 pages.

SLONEKER, L.L. et MOLDENHAUER, W.C. (1977) Measuring the amounts of crop residue remaining after tillage, *Journal of Soil and Water Conservation*, 32: 231-236.

SMITH, D.D. et WISCHMEIER, W.H. (1957) Factors Affecting Sheet and Rill Erosion, *Transactions* of the American Geophysical Union, 38(6): 889-896.

SMITH,R.E. et WILLIAMS,J.R. (1980) Simulation of the surface water hydrology, Chapter 2, pp.13-35. dans: *CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion fron agricultural management systems*, W.G. Knisel ed., USDA Soil Conservation Research, Report No.26.

SMITH,R.E., GOODRICH,D.C. et QUINTON,J.N. (1995) Dymanic, distributed simulation of watershed erosion: The KINEROS2 and EUROSEM models, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 517-520.

SOUCHERE, V., KING, D., DAROUSSIN, J., PAPY, F. et CAPILLON, A. (1998) Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments, *Journal of Hydrology*, 206(3-4): 256-267.

SRINIVASAN, R. et ENGEL, B.A. (1994) A spatial decision support system for assessing agricultural nonpoint source pollution, *Water Resources Bulletin*, 30(3): 441-452.

STAR, J. et ESTES, J. (1990) *Geographical Information Systems: An Introduction*, Prentice-Hall, Inc., 303 p.

STEYAERT,L.T. et GOODCHILD,M.F. (1994) Integrating Geographic Information Systems and Environmental Simulation Models- A status review, pp.333-356, dans: *Environmental Information Management and Analysis*, W.K. Michener, J.W. Brunt and S.G. Stafford (Editors), Taylor and francis Inc., Bristol, Pennsylvania, U.S.A.

STÖCKEL, C.O., MARTIN, S. et CAMPBELL, G.S. (1994) CropSyst, a cropping systems model: water/nitrogen budgets and crop yield, *Agricultural Systems*, 46: 335-359.

STÖCKEL,C.O. et NELSON,R.L. (1996) CropSyst User's Manual (Version 2.0), Biological Systems Engineering Dept. Washington State University, Pullman, WA, USA.

STUART,N. et STOCKS,C. (1993) Hydrological modelling within GIS: an integrated approach, dans: *HydroGIS 93 : Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources*, Proceeding of the Vienna Conference, April 1993, IAHS, Pub. no.211, pp.319-329.

S.W.C.S (1995) RUSLE User's Guide, Revised Universal Soil Loss Equation, Version 1.04, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA.

TABI,M., TARDIF,L., CARRIER, D., LAFLAMME,G. et ROMPRÉ, M. (1990) Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec : Rapport synthèse, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire, 71 pages.

TABI,M., TARDIF,L., CARRIER,D., LAFLAMME,G. et ROMPRÉ,M. (1991) Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec, *Agrosol*, 4(1): 5-10.

TAHIRI,D. (1994) Précision et fidélité des modèles numériques de terrain, *Bulletin de la Société Belge d'Études Géographiques*, 2: 183-196.

THIBODEAU,S. et MENARD,O. (1993) Pratiques agricoles de conservation; ce qu'elles sont, ce qu'elles font, ce qu'elles valent, dans : *L'eau de demain : quel héritage laisserons-nous?*, Conférence présentée lors du 1^{er} Colloque sur la gestion de l'eau en milieu rural, Conseil des Productions Végétales du Québec, 20 et 21 avril 1993, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimention du Québec, pp. 139-154.

TIM,U.S. et JOLLY,R. (1994) Evaluating Agricultural Nonpoint-Source Pollution Using Integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/Water Quality Model, *Journal of Environmental Quality*, 23(1): 25-35.

TISCARENO-LOPEZ, M., LOPES, V.L., STONE, J.J et LANE, L.J. (1993) Sensitivity Analysis of the WEPP Watershed Model for Rangeland Applications I: Hillslope Processes, *Transaction of the ASAE*, 36(6): 1659-1672.

TISCARENO-LOPEZ, M., WELTZ, M.A. et LOPES, V.L. (1995) Assessing uncertainties in WEPP's soil erosion predictions on rangelands, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 512-516.

TORRI, D., SFALANGA, M. et DEL SETTE, M. (1987) Splash detachment: runoff depth and soil cohesion, *Catena*, 14: 149-155.

TOY, T.J. et OSTERKAMP, W.R. (1995) The applicability of RUSLE to geomorphic studies, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 498-503.

TOY,T.J., FOSTER,G.R. et RENARD,K.G. (1999) RUSLE for mining, construction and reclamation lands, *Journal of Soil and Water Conservation*, 54(2): 462-467.

TRENCIA,G. (1987) L'érosion en zone agricole : origine, impact et méthodes de contrôle, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Service des études écologiques, 39 pages.

TROEH, F.R., HOBBS, J.A. et DONAHUE, R.L. (1991) Soil and Water Conservation, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New-Jersey.

TUCKER, C.V. (1977) Use of near infrared/red radiance ratios for estimating vegetation biomass and physical status, dans: *Proceeding of the 11th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Ann Arbor, Michigan, vol.1, pp.493-494.

U.S.D.A. (1972) National Engineering Handbook, Hydrology Section 4, Chap.4-10,19, Soil Conservation Service.

U.S.D.A. (1995a) *Water Erosion Prediction Project : WEPP technical documentation*, United States Department of Agriculture (USDA), NSERL Report no.10, July 1995, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA-ARS-MWA, 1196 SOIL Building West Lafayette, 131 pages.

U.S.D.A. (1995b) Water Erosion Prediction Project : WEPP user guide, United States Department of Agriculture (USDA), NSERL Report no.11, July 1995, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA-ARS-MWA, 1196 SOIL Building West Lafayette, 131 pages.

U.S.D.A. (1998) AGNPS98, United State Department of Agriculture, ARS - National Sedimentation Laboratory, au site Internet; *http://www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS98.html*.

VANONI, V.A. (1946) Transportation of Suspended Sediment, *Trans. American Society of Civil Engineers*, vol.III, paper no.2267, pp.67-102.

VASILIEV,I.R. (1996) Visualization of spatial dependence: an elementary view of spatial autocorrelation, Chapter 2, pp.17-30, dans: *Practical Handbook of Spatial Statistics*, CRC Press., S. Arlinghaus, Editor-in-Chief.

VEREGIN,H. (1997) The Effects of Vertical Error in Digital Elevation Models on the Determination of Flow-path Direction, *Cartography and Geographic Information Systems*, 24(2): 67-79.

VIEUX, B.E. et NEEDHAM, S. (1993) Nonpoint-Pollution Model Sensitivity to Grid-Cell Size, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(2): 141-157.

VILLENEUVE, J.P., HUBERT, P., MAILHOT, A. et ROUSSEAU, A.N. (1998a) La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau, *Revue des Sciences de l'Eau*, 11: 19-39.

VILLENEUVE, J.P., BLANCHETTE, C., DUCHEMIN, M., ETONG, N., GAGNON, J.-F., MAILHOT, A. ROUSSEAU, A.N., TREMBLAY, J.-F., ROUX, M. et TURCOTTE, R. (1998b) Rapport final du projet *GIBSI: Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé*, mars 1998, TOMES 1 et 2 (annexes), Rapport final No. R-462. Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. VOLD, T., SONDHEIM, M.W. et NAGPAL, N.K. (1985) Computer Assisted Mapping of Soil Erosion Potential, *Canadian Journal of Soil Sciences*, 65: 411-418.

WALLING, D.E. (1983) The Sediment Delivery Problem, Journal of Hydrology, 65: 209-237.

WALLING, D.E. (1988) Erosion and Sediment Yield Research: some recent perspectives, *Journal* of Hydrology, 100: 113-141.

WALLING,D.E.(1994) Measuring Sediment Yield from River Basins, Chapter 3, pp.39-80, dans: *Soil Erosion Research Methods, second edition*, Soil and Water Conservation Society, Ankeny, St.Lucy Press.

WALLING,D.E. et WEBB,B.W. (1981) The reliability of suspended sediment loads data, dans: *Erosion and Sediment Transport Measurement*, Proceedings of the Florence symposium, Italy, June 1981, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.133, pp.177-194.

WALLING,D.E. et WEBB,B.W. (1988) The reliability of rating curve estimates of suspended sediment yield: some further comments, dans: *Sediment Budgets*, Proceedings of the Porto Alegre symposium, Brazil, 11-15 december 1988, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.174, pp.337-350.

WALLING, D.E., WEBB, B.W. et WOODWARD, J.C. (1992) Some sampling considerations in the design of effective strategies for monitoring sediment-associated transport, dans: *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programs in River Basins*, Proceedings of the Oslo symposium, August 1992, IAHS Publ. No.210, pp.279-288.

WALLING, D.E., HE, Q. et QUINE, T.A. (1995) Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigations, dans: *Tracer Technologies for Hydrological Systems*, Proceedings of the Boulder symposium, USA, July 1995, IAHS Publ. No.229, pp.163-172.

WAN,Y. et EL-SWAIFY,S.A. (1998) Characterizing Interill Sediment Size by Partitioning Splash and Wash Processes, *Soil Science Society American Journal*, 62: 430-437.

WARD, D. et ELLIOT, W.J. (1995) *Environmental Hydrology*, Edited by Andy D. Ward & William J. Elliot, CRC, Lewis Publishers.

WEHDE,M. (1982) Grid Cell Size in Relation to Errors in Maps and Inventories Produced by Computerized Map Processing, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48(8): 1289-1298.

WENDT,R.C., ALBERTS,E.E. et HJELMFELT,A.T. (1986) Variability of runoff and soil loss from fallow experimental plots, *Soil Science Society American Journal*, 50: 730-736.

WICHEREK, S.P. et LAVERDIÈRE, M.R. (1993) Les terres agricoles au Canada: dégradation et conservation, *Cahiers Agricultures*, 2: 245-255.

WILLIAMS, J.R. (1975a) Sediment Routing for Agricultural Watersheds, *Water Resources Bulletin*, 11(5): 965-974.

WILLIAMS, J.R. (1975b) Sediment-Yield Prediction With Universal Equation Using Runoff Energy Factor, dans: *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*, USDA-ARS, ARS-S-40, pp.244-252.

WILLIAMS, J.R. (1977) Sediment Delivery Ratios Determined with Sediment and Runoff Models, dans: *Erosion and Solid Matter Transport in Inland Water*, Proceedings of the Paris symposium, France, July 1977, International Association of Hydrological Sciences, I.A.H.S Publication No.122, pp.168-179.

WILLIAMS, J.R. (1995) The EPIC model, Chapter 25, pp.909-1000, dans: Computer models of watershed hydrology, V.P. Singh ed., Water Resources Publications, Littleton, CO.

WILLIAMS, J.R. et BERNDT, H.D. (1977) Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology, *Transactions of the ASAE*, 20(6): 1100-1104.

WILLIAMS, J.R., NICKS, A.D. et ARNOLD, J.G. (1985) SWRRB, A Simulator for Water Resources in Rural Basins, *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 111(6): 970-986.

WILLIAMS, J.R., DYKE, P.T., FUCHS, W.W., BENSON, V.W., RICE, O.W. et TAYLOR, E.D. (1990) *EPIC- Erosion/Productivity Impact Calculator: User Manual*. U.S. Department of Agriculture (ARS), Technical Bulletin No.1768, 235 pages.

WISCHMEIER, W.H. (1959) A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil Loss Equation, Soil Science Society of America Proceedings., 23: 246-249.

WISCHMEIER, W.H. (1976) Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil* and Water Conservation, 31(1): 5-9.

WISCHMEIER,W.H. et SMITH,D.D. (1965) *Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains*, Agricultural Handbook 282, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., 47 pages.

WISCHMEIER,W.H. et SMITH,D.D. (1978) *Predicting Rainfall Erosion Losses: A guide to conservation planning*, Agricultural Handbook 537, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., 58 pages.

WISCHMEIER, W.H., JOHNSON, C.B. et CROSS, B.V. (1971) A Soil Erodibility Nomograph for Farmland and Construction Sites, *Journal of Soil and Water Conservation*, 26(5): 189-193.

W.M.O. (1986) Intercomparison of Models of Snowmelt Runoff, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, WMO-No.646, Operational Hydrology Report No. 23.

WOOLHISER, D.A., SMITH, R.E. et GOODRICH, D.C. (1990) *KINEROS, A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual*, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 130 pages.
WOOLHISER, D.A. (1996) Search for physically based runoff model- A hydrologic El Dorado?, *Journal of Hydraulic Engineering*, 122(3): 122-129.

WU,T.H., HALL,J.A. et BONTA,J.V. (1993) Evaluation of Runoff and Erosion Models, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, 119(4): 364-382.

YALIN,Y.S. (1963) An Expression for Bed-Load Transportation, *Journal of the Hydraulic Division*, ASCE, 89(HY3): 221-250

YODER, D. et LOWN, J. (1995) The future of RUSLE: Inside the new Revised Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5): 484-489.

YODER,D.C., PORTER,J.P., LAFLEN,J.M., SIMANTON,J.R., RENARD,K.G., McCOOL,D.K. et FOSTER,G.R. (1997) Cover-Management Factor (C), dans: *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA-ARS, Agricultural Handbook no.703, Chapter 5, pp.147-190.

YOUNG, R.A., OLNESS, A.E., MUTCHLER, C.K. et MOLDENHAUER, W.C. (1986) Chemical and Physical Enrichments of Sediments from Cropland, *Transactions of the ASAE*, 29: 165-169.

YOUNG,R.A., ONSTAD,C.A., BOSCH,D.D et ANDERSON,W.P. (1989) AGNPS: A Nonpoint Source Pollution Model for Evaluating Agricultural Watersheds, *Journal of Soil and Water Conservation*, 44: 168-173.

YOUNG,R.A., ROMKENS,M.J.M. et McCOOL,D.K. (1990) Temporal Variations in Soil Erodibility, *Catena* Supplement 17: 41-53.

YOUNG,R.A., ONSTAD,C.A., BOSCH,D.D et ANDERSON,W.P. (1994) Agricultural Non-Point Source Pollution Model, Version 4.03, AGNPS User's Guide, US Department of Agriculture (ARS), North Central Soil Conservation Research Laboratory, Morris, MN.

YU,B. (1998) Rainfall erosivity and its estimation for Australia's tropics, Australian Journal of Soil Research, 36(1): 143-165.

YU,B. et ROSEWELL,C.J. (1996a) A robust estimator of the R factor for the Universal Soil Loss Equation, *Transactions of the ASAE*, 39(2): 559-561.

YU,B. et ROSEWELL,C.J. (1996b) An assessment of a daily rainfall erosivity model for New South Wales, *Australian Journal of Soil Research*, 34(1): 139-152.

YU,B. et ROSEWELL,C.J. (1996c) Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts for South Australia, *Australian Journal of Soil Research*, 34(5): 721-733.

ZACHAR, D. (1982) *Soil Erosion*, Developments in Soil Science 10, Elsevier Scientific Publishing Company, New-York.

ZHANG,H., HAAN,C.T. et NOFZIGER,D.L. (1990) Hydrologic Modeling with GIS: an overview, *Applied Engineering in Agriculture*, 6(4): 453-458.

274 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

ZHANG,X.C., NEARING,M.A., RISSE,L.M. et McGREGOR,K.C. (1996) Evaluation of WEPP runoff and soil loss predictions using natural runoff plot data, *Transactions of ASAE*, 39(3): 855-863.

ZINGG, A.W. (1940), Degree and Length of Land Slope as it Affects Soil Loss in Runoff, *Agricultural Engineering*, 21(2): 59-64.

ANNEXE A

LES MODÈLES HYDROLOGIQUES ET LES SYSTÈMES D'INFORMATION GÉOGRAPHIQUE

A1) Les modèles hydrologiques

La modélisation hydrologique vise à exprimer mathématiquement le cycle de l'eau et son cheminement dans l'air, le sol et les cours d'eau (*i.e.* précipitation, évapotranspiration, infiltration, ruissellement, écoulement souterrain). Le cycle hydrologique peut être représenté par divers processus qui assurent l'échange de l'eau sous ses différentes formes [Ward et Elliot 1995]. Cette modélisation est particulièrement utile pour étudier les relations précipitations-ruissellement sur les bassins versants car elle complète avantageusement les mesures de terrain qui deviennent de plus en plus coûteuses. Elle permet aux scientifiques de l'environnement de mieux comprendre les réactions des paramètres clés d'un système hydrologique.

Le rôle de plus en plus important que jouent les sciences de l'eau dans la gestion de l'environnement combiné à l'arrivée des ordinateurs personnels ont favorisé un développement et une utilisation accrue des modèles hydrologiques. La création de nouveaux modèles nécessite une connaissance grandissante des processus complexes qui régissent l'écoulement de l'eau sur les bassins versants. Parmi les modèles hydrologiques les plus performants et les plus répandus, se retrouvent les modèles hydrologiques à réservoirs. Comme son nom l'indique, le modèle à réservoirs offre une représentation conceptuelle du bassin versant sous la forme d'une série de réservoirs qui s'emboitent les uns dans les autres (figure A1). Ces modèles comprennent généralement trois niveaux de réservoirs (*i.e.* surface, sol, souterrain) qui font référence aux différentes unités d'emmagasinement et d'échange de l'eau sur le bassin versant.

Lors d'un événement pluvieux, les précipitations atteindront directement le sol si elles ne sont pas interceptées ou déviées par la végétation ou par des obstacles artificiels. Selon la température de l'air et les conditions initiales d'humidité qui prévalent à l'intérieur des différents réservoirs, l'eau s'accumulera ou migrera plus ou moins rapidement à travers ces réservoirs. Lorsque le réservoir supérieur (surface) devient saturé d'eau, il y a écoulement de surface. Sur un sol suffisamment perméable, une partie de l'eau s'infiltre vers le réservoir intermédiaire (sol). Lorsque ce dernier devient saturé à son tour, il y a écoulement intermédiaire et une portion de l'eau percole vers le réservoir inférieur (souterrain). Rendue à ce niveau, l'eau pourra s'emmagasiner dans la nappe phréatique ou être évacuée par l'écoulement souterrain. Les écoulements issus des trois niveaux de réservoirs contribuent à rehausser le débits des cours d'eau.



278 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Figure A1: Représentation conceptuelle d'un modèle hydrologique à réservoirs.

La modélisation hydrologique est généralement assurée par une fonction de production et une fonction de transfert au cours desquelles les réservoirs sont remplis et vidés de façon à reproduire les écoulements d'eau sur le bassin versant. Certains paramètres qui composent les modèles hydrologiques ne peuvent être mesurés sur le terrain, ils ont besoin d'être déterminés par calage. Le calage vise à ajuster, par essais et erreurs, un ensemble de paramètres qui permettent de reproduire, le mieux possible, les débits observés à certains endroits du bassin versant. Ces paramètres de calage sont souvent des coefficients qui contrôlent la vidange des différents réservoirs ou qui permettent les échanges d'eau entre ceux-ci. L'obtention de plusieurs jeux de paramètres (coefficients) "optimaux" est cependant chose courante lors du calage d'un modèle conceptuel [Beven 1989; Jain 1993]. Beven et Binley [1992] soulignent la présence de telles équivalences dans les systèmes hydrologiques. La durée de la période sur laquelle est effectué le calage des paramètres influence également l'efficacité de celui-ci. Cette période doit préférablement inclure une gamme étendue d'évènements hydrologiques afin d'être représentative des différents comportements d'un bassin versant. De plus, la complexité du modèle hydrologique joue un rôle significatif sur l'étape de calage.

Les modèles globaux (lumped parameter models) et les modèles à distribution spatiale ou spatialisés (distributed process models) constituent les principales catégories de modèles hydrologiques à réservoirs. Les modèles globaux tentent de reproduire le comportement général des systèmes hydrologiques et sédimentologiques dans le temps et l'espace en représentant les processus impliqués par des fonctions mathématiques simples. Leur utilisation est relativement facile et leur calage peut s'effectuer par régression. Cependant leur fiabilité pour des conditions autres que celles pour lesquelles ils ont été développés demeure doûteuse et leur usage pour d'autres bassins versants ne peut se justifier que pour des bassins ayant des caractéristiques similaires. Puisque les modèles globaux ne tiennent pas compte de la variabilité spatiale des caractéristiques responsables des phénomènes d'érosion/sédimentation, ils ne peuvent servir à évaluer les impacts qu'auront diverses modifications dans l'utilisation du territoire d'un bassin versant. Les modèles spatialisés qui permettent de discrétiser les processus hydrologiques et sédimentologiques à la surface d'un bassin versant sont alors plus appropriés. Ces modèles décrivent les processus impliqués à l'aide de fonctions mathématiques complexes qui tiennent compte de l'hétérogénéité spatiale des bassins versants et sont plus souples d'utilisation car ils ont la capacité d'assembler diverses données spatiales et d'établir des relations entre elles.

Leur utilisation consiste à découper le bassin versant en plusieurs unités spatiales plus ou moins homogènes et à affecter, pour chacune d'elle, la valeur représentative d'un paramètre quelconque (ex: moyenne pondérée). Le concept de mailles (*i.e.* carrelage régulier) est souvent utilisé pour subdiviser les bassins versants en éléments de calcul homogènes (figure A2). L'utilisation d'un tel découpage permet de considérer la variation spatiale des caractéristiques physiographiques qui influencent l'hydrologie d'un bassin versant [Shelton 1989]. Cette forme de spatialisation n'entraîne pas de pertes d'information lors des simulations si la taille des éléments de calcul est suffisamment petite par rapport à la variabilité spatiale des paramètres. Il faut toutefois souligner que cet effet d'échelle, combiné au degré de complexité des processus simulés, peut avoir un impact important sur le calage et la validation des modèles.

Les modèles hydrologiques utilisent des fichiers d'entrée (ex: météorologie, hydrologie, topographie, occupation du territoire) élaborés à partir d'éditeurs de textes ou d'utilitaires pratiques (*friendly interfaces*). La fréquence et le volume des données d'entrée nécessaires pour effectuer une simulation hydrologique varient d'un modèle à l'autre selon l'objectif de gestion visé. Plusieurs modèles hydrologiques utilisés pour la gestion à moyen terme des ressources hydriques d'un bassin versant fonctionnent à un pas de temps journalier alors que les modèles visant une prévision hydrologique à court terme fonctionnent sur une base horaire. Une chose est certaine, meilleure est la qualité des données d'entrée, meilleure sera la performance du modèle choisi. Les données de sortie d'une simulation hydrologique se composent habituellement des débits et des lames d'eau produites quotidiennement à l'exutoire d'un bassin versant. Ces données servent souvent de données d'entrée pour d'autres applications (ex: visualisation graphique des débits journaliers) ou pour d'autres modèles (ex: qualité de l'eau). Des fichiers intermédiaires peuvent aussi être générés afin de repérer des valeurs abérantes dues à des données d'entrée fautives ou à des anomalies dans la programmation des algorithmes.

A2) Les systèmes d'information géographiques (SIG)

Les SIG sont des outils informatiques capables de saisir, emmagasiner, traiter et représenter des objets (points, lignes, polygones) dans l'espace. Les données spatiales qui permettent de localiser géographiquement l'objet étudié sont ses coordonnées alors que les données qualitatives ou quantitatives qui caractérisent cet objet sont ses attributs [Star et Estes 1990]. Les SIG tentent donc de relier la position des objets à ensemble d'attributs.



Figure A2 : Discrétisation spatiale d'un bassin versant.

Selon DeVantier et Feldman [1993], l'hydrologie représente un des meilleurs domaines d'application des SIG car ceux-ci permettent le traitement et l'analyse d'une quantité considérable de données susceptibles de fournir une imagerie complexe de l'organisation spatiale d'un bassin versant. L'introduction des SIG dans la modélisation hydrologique a eu pour conséquences d'augmenter les détails des simulations, de solidifier le caractère spatial des données, de minimiser la subjectivité de l'utilisateur lors de la paramétrisation et de réduire les coûts d'analyse par une économie de temps de calcul [Ross et Tara 1993; McDonnell 1996]. À l'instar de l'hydrologie, plusieurs autres domaines d'études environnementales ont su profiter du potentiel d'analyse spatiale qu'offre les SIG (ex: Burrough 1986; Bonham-Carter 1994; Johnston 1998).

L'utilisation des SIG pour effectuer une gestion informatisée de l'information cartographique est de plus en plus répandue dans les sciences environnementales. D'ailleurs, les SIG s'imposent de plus en plus dans le domaine de la géomatique. Afin de traduire les informations contenues sur les cartes dans un langage informatique compréhensible par les ordinateurs, il faut recourrir à la numérisation (*i.e.* le codage sous forme numérique des points, lignes et polygones). Dans un SIG, les entités numérisées sont reconstituées par des images en format vectoriel ou en format matriciel [Aronoff 1989; Collet 1992]. La représentation vectorielle consiste à localiser dans l'espace, d'une manière aussi exacte possible, l'objet et son attribut à partir d'une séquence de coordonnées numérisées. La stucture vectorielle est idéale pour représenter des phénomèmes spatiaux qui ont des dimensions linéaires, ponctuelles ou polygonales (ex: cours d'eau, puits, champs). Elle demande un degré de précision élevée lors de la saisie des données mais a la réputation d'être plus raffinée que la représentation matricielle.

Dans un SIG matriciel (*raster*), l'espace géographique est divisée en cellules carrées (*pixels*) pour lesquelles la localisation et les attributs sont numérisés. Cette représentation est idéale pour analyser des phénomènes qui varient dans l'espace, telles que l'altitude ou la pollution diffuse. Le format matriciel reproduit convenablement un paramètre à distribution continue. Selon la dimension des cellules choisies, la représentation matricielle permettra de localiser les objets avec assez de précision (ex: figure A3). La dimension des cellules est donc étroitement lié à celle de l'échelle à laquelle les phénomènes sont étudiés [Caloz 1992]. Cette question fait d'ailleurs l'objet de recherches continues dans le milieu de la modélisation assistée par SIG (ex: Fellows et Ragan 1986; Feezor *et al.* 1989; Vieux et Needham 1993; Brown *et al.* 1993).

ANNEXE A, Les modèles hydrologiques et les systèmes d'information géographique 283



Figure A3 : Représentation d'un espace géographique dans un SIG matriciel.

•:

ANNEXE B

MODÈLES CLASSIQUES



B1) Les courbes d'apport sédimentaire (sediment rating curve)

À cause de leur rôle propagateur dans la pollution diffuse, les solides en suspension font généralement partie des substances pour lesquelles un suivi est assuré quotidiennement. Les observations effectuées à l'exutoire des bassin versants agricoles offrent la possibilité d'utiliser les données sur le transport des solides en suspension pour évaluer indirectement l'importance de l'érosion hydrique sur un bassin versant [Fournier 1960, Diaconu 1974; Walling 1994]. Faute de données détaillées sur les concentrations de sédiments en suspension, plusieurs méthodes d'estimation fondées sur des techniques d'interpolation et d'extrapolation ont été proposées pour évaluer les charges sédimentaires d'un bassin versant [Walling et Webb 1981; Ferguson 1987]. Les modèles les plus simples font intervenir un nombre limité de mesures de concentrations de sédiments en suspension et de débits pendant une certaine période de temps [Campbell et Bauder 1940; Glymph 1954]. Une relation de regression est établie entre le logarithme des débits et des concentrations afin d'obtenir une courbe d'apport sédimentaire (*sediment rating curve*):

$$\log C_{si} = a + b \log Q_{ii} \tag{B-1}$$

qui, après transformation logarithmique, devient:

$$C_{sj} = a Q_{lj}^{D}$$
(B-2)

Оù

C_{sj} = concentration moyenne journalière de solides en suspension (mg/l)

 Q_{ij} = débit moyen journalier (m³/s)

a, b, c, d = coefficients de regression

Plusieurs études hydrologiques ont été entreprises à travers le monde afin d'établir des courbes d'apport sédimentaire (ex: McPherson 1975; Griffiths 1982). Dans l'équation B-2, le coefficient 'a' témoigne de la disponibilité des sédiments alors que l'exposant 'b' révèle de quelle façon le transport des sédiments varie en fonction des débits. Une forte valeur du coefficient 'a' combinée à une faible valeur de l'exposant 'b' indique que le transport sédimentaire est surtout influencé par la présence de particules fines (*washload*) originant de l'érosion des sols.

Les débits et les concentrations de sédiments mesurés ou estimés quotidiennement à l'embouchure d'un bassin versant permettent également de calculer la charge sédimentaire journalière à l'exutoire:

$$Q_{sj} = 0,0864 C_{sj} Q_{ij}$$
 (B-3)

et d'obtenir une courbe des charges sédimentaires définie par :

$$\log Q_{si} = c + d \log Q_{ii} \tag{B-4}$$

Le cumul des charges sédimentaires pendant une certaine période de temps (ex:année) s'obtient par:

$$Q_{sp} = \sum_{j=1}^{N} \left[Q_{sj} \right]_{j}$$
(B-5)

alors que la charge spécifique à l'exutoire pour cette même période est définie par:

$$T_{sp} = \frac{Q_{sp}}{S_b} \tag{B-6}$$

où

 T_{sp} = charge sédimentaire spécifique pour la période 'p' (t/ha)

 Q_{sp} = charge sédimentaire journalière cumulée pendant la période 'p' (t)

Q_{si} = charge sédimentaire journalière (t/j)

 S_b = superficie de drainage (ha)

 C_{si} = concentration moyenne journalière de solides en suspension (mg/l)

 Q_{μ} = débit moyen journalier (m³/s)

N = nombre de jour pour la période 'p'

Il est toutefois préférable d'utiliser la concentration de solides en suspension comme variable dépendante (*i.e.* équation B-1) car la relation impliquant le débit solide (Q_s) induit un fort degré d'autocorrélation avec le débit liquide (Q_s). Cependant, Jansson [1997] a démontré que l'utilisation d'un facteur de correction rendait similaire les équations B-1 et B-6.

B2) L'Équation universelle de perte de sol (USLE)

L'Équation universelle de perte de sol (Universal Soil Loss Equation, USLE, Wischmeier et Smith 1965, 1978) a été obtenue suite à l'analyse statistique de données provenant de parcelles standards d'érosion (22,1 m de long par 1,8 m de large et inclinées à 9%) localisées aux États-Unis. Ce modèle représente une étape importante dans l'histoire de la modélisation de l'érosion hydrique. Meyer [1984] et Lane *et al.* [1992] donnent une description des jalons scientifiques qui ont mené au développement de l'USLE par *l'United States Department of Agriculture* (USDA). Les premières recherches effectuées pour identifier et déterminer les facteurs jouant un rôle majeur dans le processus d'érosion hydrique remontent à plus de 40 ans (ex: Cook 1936; Zingg 1940; Musgrave, 1947; Smith et Wischmeier 1957). La modélisation des facteurs qui influencent l'érosion hydrique provient d'études empiriques qui mettent en relation les pertes de sol mesurées au champ et un ensemble de variables présumées explicatives.

La formule générale de l'USLE est la suivante:

$$A = R K L S C P$$

où

A = taux d'érosion potentielle (t/ha)

R = facteur d'érosivité (MJ mm / ha h)

K = facteur d'érodabilité (t ha h / ha MJ mm)

L = facteur de longueur de pente

S = facteur d'inclinaison de pente

C = facteur de la couverture végétale

P = facteur des pratiques de conservation du sol

Le taux d'érosion hydrique des sols (A) est fortement influencé par le climat (facteur R) ainsi que par le type de sol (facteur K), la topographie (facteurs L et S) et les activités anthropiques en milieu agricole (facteurs C et P). Le modèle USLE vise à évaluer la perte annuelle moyenne de sol résultant de l'érosion pluviale, de l'érosion en nappe et de l'érosion par rigoles. Il ne tient **pas** compte de l'érosion par ravinement, de l'érosion en rivière et de la sédimentation au bas **des** versants [Wischmeier 1976].

(B-7)

Le manque de raffinement mathématique reproché à l'USLE découle du fait, qu'originalement, ses facteurs ont été créés de façon à pouvoir être solutionnés au champ à l'aide de graphiques et de tableaux [Wischmeier et Smith 1978; Foster *et al.* 1981]. La solution rapide des algorithmes du modèle et la répétition des calculs sont aujourd'hui facilitées par l'utilisation de l'informatique [Ross *et al.* 1992]. Bernard [1990b] a produit un logiciel informatique permettant d'estimer l'érosion hydrique des sols à l'aide de l'USLE pour les conditions qui prévalent dans les champs agricoles du Québec. Lagacé [1980b], Kirby et Mehuys [1987], Michaud [1987], Salehi *et al.* [1991], Latreille *et al.* [1993], Salehi *et al.* [1993] et Bernard [1996] ont discuté de l'applicabilité des facteurs de l'USLE pour le Québec. Il ressort de ces discussions que le modèle s'avère applicable aux conditions climatiques, pédologiques et d'occupation du territoire de la province à la condition de pouvoir déterminer correctement les valeurs de chacun des facteurs. Quoique l'applicabilité de l'USLE soit limitée par le manque de données pour certaines régions, ce modèle constitue un moyen rapide pour estimer les pertes de sols.

Une évaluation de la fiabilité de prédiction de la première version de l'USLE [Wischmeier et Smith 1965] a été effectuée à partir des mesures de pertes de sol colligées sur 189 parcelles d'érosion. Cette évaluation montre que la perte annuelle moyenne de sol des 189 parcelles étaient de 25,3 t/ha et que l'écart moyen de prédiction était de 3,1 t/ha [Wischmeier 1976, Risse et al. 1993]. Le modèle surestime, en moyenne, de 0,9 t/ha, le taux d'érosion annuelle observé. Environ 84% des pertes de sol estimées par l'USLE demeuraient à ± 4,5 t/ha par an des valeurs mesurées alors que 53% des pertes de sol estimées demeuraient à ± 2,2 t/ha par an des valeurs mesurées. Risse et al. [1993] ont déterminé que les facteurs LS et C étaient les paramètres qui avaient le plus d'influence sur l'efficacité de prédiction de la deuxième version de l'USLE [Wischmeier et Smith 1978]. Dans l'ensemble, l'USLE accuse une erreur moyenne de 13,6 t/ha pour les pertes de sol moyennes annuelles comparativement à 21,3 t/ha pour les pertes de sol annuelles. Le modèle s'avère donc plus efficace pour prédire l'érosion hydrique à long terme qu'à court terme. L'écart entre les valeurs mesurées et estimées révèle que les prédictions de l'USLE s'améliorent lorsque les pertes de sols sont élevées. Le modèle surestime les pertes de sols pour les parcelles accusant de faibles taux d'érosion et sous-estime les pertes de sols pour les parcelles accusant de forts taux d'érosion. Nearing [1998] soutient qu'il existe une limite pratique au "pouvoir" de prédiction d'un modèle d'érosion. Cette limite résulterait de la structure déterministe du modèle et de la variation aléatoire des facteurs qui causent l'érosion hydrique en parcelles.

B3) Utilisation d'un indice d'apport sédimentaire

Puisque l'USLE (cf. équation B-7) ne considère pas le phénomène de sédimentation au sol, l'érosion calculée par ce modèle correspond alors au taux d'érosion brute au sol avant transport. Toutefois, à l'échelle du bassin versant, seulement une fraction du sol érodé en surface atteint l'exutoire. L'estimation de la charge sédimentaire en un point donné du bassin versant implique, une évaluation de l'érosion brute (*i.e.* pertes de sols) en amont de ce point et une réduction de l'apport sédimentaire vers les cours d'eau à l'aide d'un facteur de correction qui reproduit le phénomène de sédimentation [Dickinson et Wall 1977]. L'indice d'apport sédimentaire (*sediment delivery ratio; cf.* section 2.1.4) est souvent utilisé pour convertir l'érosion brute estimée sur le bassin versant en érosion nette mesurée à l'exutoire du bassin versant [Walling 1983].

Si l'USLE est utilisée pour calculer l'érosion brute (A_{bw}) sur un bassin versant alors l'érosion nette (*i.e.* la charge sédimentaire évacuée à l'exutoire du bassin versant) peut être évaluée à l'aide d'un indice d'apport sédimentaire (IAS_w) :

$$E_{nw} = A_{bw} (IAS_{w})$$
(B-8)

où

 E_{nw} = érosion nette sur le bassin versant (t/ha) A_{bw} = érosion brute sur le bassin versant (t/ha) IAS_w = indice d'apport sédimentaire (%)

L'apport sédimentaire à l'exutoire d'un bassin versant est influencé par une gamme de facteurs géomorphologiques et environnementaux incluant; la superficie du bassin versant, les caractéristiques topographiques, les propriétés du sol, la nature et l'étendue du réseau hydrographique, la végétation et l'occupation du territoire. Ces caractéristiques du milieu ont conduit les chercheurs à proposer divers modèles empiriques pour déterminer l'indice d'apport sédimentaire d'un bassin versant. Le tableau B1 présente les indices développés par Roehl [1962], Williams [1977] et Mou et Meng [1981].

AUTEURS	ÉQUATIONS		RÉGIONS	
Roehl (1962)	Log [SDR] = 4,50047 - 0,23043 log [10 W] - 0,51022 log [<u>L]</u> - 2,78594 log [BR]	(B-9) (s) ratio)	Sud- es t	
	SDR = indice d'apport sédimentaire (%) W = superficie de drainage (mi²) L = longueur du cours d'eau principal (pieds) R = dénivellé moyen (pieds) BR = indice de confluence moyen (bifurcation ratio)		des États-Unis	
Williams (1977)	SDR = 1,366 X 10 ⁻¹¹ [DA] ^{-0,0998} [$\frac{R}{L}$] ^{0,3629} [CN] ^{5,444} SDR = indice d'apport sédimentaire (%)		Texas	
	DA = superficie de drainage (km²) L = longueur maximale du cours d'eau principal (km) R = dénivellé moyen (m) CN = numéro de courbe de ruissellement (i.e. SCS runoff curve number)	(B-10)	Etats-Unis	
Mou et Meng (1981)	SDR = 1,29 + 1,37 ln [R _o] - 0,025 ln [A] SDR = indice d'apport sédimentaire (fraction)	(B-11)	Shaanxi	
	R _c = densité relative de ravinement (-Mir) km² A = superficie de drainage (km²)	110 CO.	Chine	

Tableau B1 : Modèle	s empiriques servant	à déterminer les	s indices c	l'apport	sédimentaire
---------------------	----------------------	------------------	-------------	----------	--------------

Roehl [1962] présente une relation empirique (cf. équation B-9) qui indique une diminution de l'IAS en fonction de l'augmentation de la superficie drainée (W) et du rapport de confluence moyen (BR) et de la diminution de la pente moyenne du bassin versant (L/R). L'indice de confluence moyen représente la moyenne des rapports entre le nombre de cours d'eau d'un certain ordre et le nombre de cours d'eau de l'ordre supérieur.

Williams [1977] a développé un indice d'apport sédimentaire impliquant, par ordre d'importance, la valeur CN du numéro de la courbe de ruissellement (*SCS runoff curve number*), le rapport relief-longueur et la superficie drainée (*cf.* équation B-10). Le numéro de courbe CN constitue la composante hydrologique de l'indice tandis que la superficie drainée (DA) et le rapport relief/longueur (R/L) exercent une influence majeure sur le temps de réponse du bassin versant. La courbe SCS est une méthode qui permet d'estimer la hauteur du ruissellement résultant d'une précipitation à partir d'informations concernant les caractéristiques physiques du sol, l'utilisation du territoire et les conditions d'humidité qui prévalaient au début d'un événement pluvieux [USDA 1972; Monfet 1979]:

$$Q = \frac{\left[P - 0, 2\left(\frac{25400}{CN} - 254\right)\right]^{2}}{\left[P + 0, 8\left(\frac{25400}{CN} - 254\right)\right]}$$
(B-12)

où

Q = hauteur d'eau ruissellée (mm)
P = précipitation (mm)
CN = numéro de courbe SCS (1 à 100)

Une forte valeur du numéro de courbe CN indique un fort taux d'infiltration au sol et par conséquent, un faible ruissellement et un petit indice d'apport sédimentaire. La méthode SCS est utilisée comme procédure de substitution pour estimer la hauteur de la lame d'eau ruissellée dans de nombreux modèles hydrologiques (ex : CREAMS, Knisel 1980; SWRRB, Williams *et al.* 1985; AGNPS, Young *et al.* 1989; GLEAMS, Leonard *et al.* 1987).

Pour les bassins versants touchés par de sérieux problèmes de ravinement, Mou et Meng [1981] suggèrent de calculer l'indice d'apport sédimentaire en tenant compte de la quantité totale de sol érodé sur le bassin versant (*i.e.* érosion de surface, par ravinement et en rivière). L'équation B-11 fait intervenir la superficie de drainage (W) et la densité de ravinement (R_c). Cette dernière est obtenue en divisant la longueur totale de ravinement mesurée sur une carte au 1:100 000 par la superficie totale du bassin versant. La présence de ravinement accroît l'apport sédimentaire à l'exutoire du bassin versant alors que l'augmentation de la superficie drainée réduit l'IAS.

Williams [1977] précise que l'évaluation du transport des sédiments à l'aide d'indices d'apport sédimentaire est beaucoup moins onéreuse que l'emploi des méthodes traditionnelles qui consistent à collecter des données pendant une longue période de temps (*cf.* section B1).

ANNEXE C

MODÈLES D'ÉROSION HYDRIQUE ET DE POLLUTION DIFFUSE



C1) L'équation universelle de perte de sol révisée (RUSLE)

Différentes propositions ont été faites afin d'améliorer les facteurs qui composent l'équation universelle de perte de sol (*i.e.* RKLSCP). Le développement d'une version révisée de l'USLE, appelée RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*; Renard *et al.* 1997) a été entrepris afin de mettre à jour ces facteurs. Cette version améliorée de l'USLE se compose des six mêmes facteurs sauf que leur évaluation repose sur des algorithmes raffinés élaborés à partir de nouvelles mesures d'érosion en parcelles [Renard *et al.* 1994]. Le modèle d'érosion RUSLE a été conçu pour être utilisé sur micro-ordinateur, ce qui facilite sa diffusion comme outil de prédiction des pertes de sol [Kautza *et al.* 1995; Yoder et Lown 1995]. Le tableau C1 présente les principales équations utilisées dans le modèle RUSLE [Renard *et al.* 1997].

Le facteur R (MJ mm / ha h) donne une approximation de l'érosivité des précipitations et du ruissellement de surface (*cf.* équation C-1). Wischmeier [1959] a trouvé que l'énergie totale d'une averse (E) et son intensité maximum durant 30 minutes (I₃₀) étaient les caractéristiques des précipitations les plus réliées aux pertes de sol. Le produit des paramètres (E) et (I₃₀) fournit un indice d'érosivité (EI₃₀)_p qui témoigne de quelle façon l'énergie des précipitations se combine à celle du ruissellement pour détacher les particules du sol [Wischmeier et Smith 1978]. Brown et Foster [1987] ont proposé une équation qui permet d'estimer l'énergie cinétique appliquée par unité de surface à partir de l'intensité des précipitations. Cette équation est utilisée pour calculer le facteur d'érosivité (R) dans RUSLE. Seules les précipitations cumulant plus de 13 mm de pluie sont considérées dans ce calcul. Le nombre d'années nécessaires au calcul du facteur R doit couvrir une période correspondant à un cycle climatique d'au moins 22 ans. Des cartes d'érosivité ont été créées pour plusieurs pays, dont les États-Unis et le Canada. Au Québec, les valeurs du facteur R se situent entre 250 MJ mm / ha h pour les régions du nord et 1250 MJ mm / ha h pour les régions du sud de la province [Madramootoo 1988].

La vulnérabilité du sol à l'attaque des précipitations est prise en compte par le facteur d'érodabilité K (t ha h / ha MJ mm). L'équation C-2 exprime mathématiquement la relation existant entre l'érodabilité d'un sol, sa texture, son contenu en matière organique, sa structure et sa perméabilité. L'équation C-2 demande la connaissance de cinq paramètres pédologiques, soient; le pourcentage de limon et de sable très fins (0,002 à 0,1 mm), le pourcentage de sable (0,1 à 2 mm), le pourcentage de matière organique, la structure et la perméabilité du sol.

FACTEURS	ÉQUATIONS		
ÉROSIVITÉ	$R = \frac{1}{A} \sum_{a=1}^{A} (EI)_{a}$		
R			
	P		
	$(EI)_{a} = \sum_{p=1}^{2} (E I_{30})_{p}$		
	N	-	
	$(E I_{30})_p = \left[\sum_{n=1}^{\infty} (0,29 \left[1 - 0,72 e^{(-0,05 i_n)} \right] V_n \right] I_{30}$		
	De a factoria d'éconstaté (141 mars 1 ha h)		
	R = Tacteur d'erosivité (MJ mm / ha h)		
	A = nombre d'annees	(0.4)	
2	a = a ^{renne} année	(C-1)	
	(El) _a = indice d'érosion pluviale pour l'année (a)		
e.	p = p ^{ième} événement pluvieux de l'année (a)		
	P = nombre d'événements pluvieux dans l'année (a)		
	l ₃₀ = intensité maximum pour 30 minutes (mm/h)		
	n = n ^{ième} segment de l <i>'</i> événement pluvieux (p)		
	N = nombre de segments dans l'événement pluvieux (p)		
	i = intensité des pluies pour le segment (n) (mm/ħ)		
	V _n = hauteur de pluie pour le segment (n) (mm)		
ÉRODABILITÉ			
к	$K = 2,77 \times 10^{-7} (M^{1,14}) (12 - a) + 0,0043 (b - 2) + 0,0033 (c - 3)$		
	K = facteur d'érodabilité (t ha h / ha MJ mm)		
	M = (% limon + % sable très fin) (100 – % argile)	(C-2)	
	a = % matière organique du sol	(0-2)	
	b = code de structure du sol (1 - 4)		
	c = code de perméabilité du sol (1 - 6)		

Tableau C1 : Équations de base du modèle RUSLE (unités métriques)

FACTEURS	ÉQUATIONS	
ÉRODABILITÉ	$K = 0,0034 \neq 0,0405 e^{\left[-0.5 \left[\frac{\log(D_0) + 1,659}{0,7101}\right]^2\right]}$	
K	$Dg = e^{\left[0,01 \sum \left(f_i \ln(m_i)\right)\right]}$	
	K = érodabilité (t ha h / ha MJ mm) Dg = diamètre géométrique moyen (mm) f _i = proportion de sable, limon et argile du sol (%) m _i = 1,025 pour sable, 0,026 pour limon et 0,001 pour argile [Shirazi et Boersma 1984]	(C-3)
TOPOGRAPHIE		
LS	$L = \left(\frac{\lambda}{22,1}\right)^m$	
	$m = \frac{\beta}{1 + \beta} o\dot{\nu} \beta = \frac{\frac{\sin \theta}{0,0896}}{\frac{3}{3,0} (\sin \theta)^{0,8} + 0,56}$ $S = 10,8 \sin \theta + 0,03 pour \ \lambda \ge 4 \ m \ et \ tan \ \theta < 0,09$ $S = 16,8 \sin \theta - 0,50 pour \ \lambda \ge 4 \ m \ et \ tan \ \theta \ge 0,09$ $S = 3,0 \ (\sin \theta)^{0,8} + 0,56 pour \ \lambda < 4 \ m$ $\lambda = longueur \ de \ pente \ (m)$ $\theta = inclinaison \ de \ la \ pente \ (degré^{0})$	(C-4)
VÉGÉTATION C	C = (PLU) (CC) (SC) (SR) (SM) PLU = tenure antérieure des terres CC = couverture végétale aérienne SC = couverture végétale au sol SR = rugosité de surface SM = humidité du sol	(C-5)

300 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

Wischmeier *et al.* [1971] et Foster *et al.* [1981] ont porté en graphique cette équation sous la forme d'un nomographe d'érodabilité (*cf.* figure C-1). Les valeurs du facteur K pour les sols agricoles du Québec se situent entre 0,0072 t ha h / ha MJ mm pour des sols fortement sableux ou argileux et 0,0630 t ha h / ha MJ mm pour des sols fortement limoneux [Bernard 1996].

L'évaluation du facteur K par l'équation C-2 n'est cependant valide que pour des sols ayant 70% et moins de limon et de sable très fins (0,002 à 0,1 mm). Des mesures d'érodabilité effectuées à travers le monde ont conduit Römkens *et al.* [1997] à proposer l'équation C-3 pour évaluer l'érodabilité des sols à partir du diamètre géométrique moyen (Dg) des particules du sol. Selon Declercq et Poesen [1992], une telle alternative est à privilégier pour des sols ayant un pourcentage de limon et de sable très fin supérieur à 70% ou pour des sols argileux (Dg < 10µm) ou sableux (Dg > 100 µm).

L'influence de la topographie sur l'érosion est représentée dans RUSLE par les facteurs de longueur (L) et d'inclinaison (S) de la pente du versant. L'équation C-4 présente de quelle façon la longueur (λ) et l'inclinaison (θ) de la pente interragissent ensemble pour donner le facteur topographique (LS) de RUSLE [McCool et al. 1997]. La longueur de pente (λ) se définit comme étant la distance horizontale séparant le point d'origine du ruissellement et l'endroit du versant où la pente est suffisamment faible pour permettre la sédimentation du matériel érodé. L'inclinaison de pente (0) se définit comme étant le gradient de la dénivellation verticale séparant ces deux lieux. L'exposant "m" est utilisé pour exprimer l'effet de la longueur de pente (L) sur l'érosion hydrique. Le taux d'érosion croît en fonction de l'augmentation de la longueur (L) et de l'inclinaison de pente (S). McCool et al. [1987] et McCool et al. [1989] ont précisé la contribution relative de la longueur et de l'inclinaison de la pente sur l'érosion hydrique. Renard et al. [1991] notent que les pertes de sols sont plus sensibles aux changements d'inclinaison de pente que de longueur de pente. McCool et al. [1997] foumissent des tableaux qui permettent de solutionner l'équation C-4 pour des pentes uniformes ayant des inclinaisons de 0,2 et 60% et des longueurs de 1 mètre à 300 mètres. Foster et Wischmeier [1974] et Castro et Zobeck [1986] présentent quant à eux des solutions pour des pentes irrégulières alors que Murphree et Mutchler [1981] et Liu et al. [1994] se sont intéressés, respectivement, aux cas des très faibles et très fortes pentes.



301

L'effet protecteur qu'offre la couverture végétale est introduit dans le modèle RUSLE par le facteur C alors que les pratiques de conservation sont considérées par le facteur P. Ces deux facteurs sont étroitement reliés au mode de gestion du territoire sur le bassin versant. Dans le modèle USLE, la valeur du facteur de végétation C était déterminée à partir de tableaux et des graphiques, pour différentes périodes végétales (cropstages periods) incluant les labours, les récoltes et les semis [Wischmeier et Smith 1978]. Dans RUSLE, le facteur C s'obtient à partir d'une équation composée de cinq sous-facteurs [Yoder et al. 1997]. L'équation C-5 indique que ces sous-facteurs impliquent la tenure antérieure des terres (PLU), la couverture végétale aérienne (CC), la couverture végétale au sol (SC), la rugosité de surface (SR) et l'humidité du sol (SM). Cette subdivision du facteur C permet de considérer la succession des activités agricoles durant l'année, particulièrement celles qui touchent l'évolution des superficies agricoles couvertes par les résidus [Renard et al. 1994]. L'effet des mesures de conservation sur l'érosion hydrique est représenté par le facteur P. Son impact se situe surtout au niveau du ruissellement. L'évaluation de ce facteur anthropique repose sur la solution d'équations qui décrivent les processus de détachement, de transport et de sédimentation résultant d'opérations de terrassement ou des cultures en bandes alternées. Foster et al. [1997] fournissent plus de détails sur la formulation mathématique de ce facteur.

La convivialité de l'USLE/RUSLE fait qu'il demeure l'un des modèles d'érosion les plus utilisés en pratique [Toy et Osterkamp 1995; Toy *et al.* 1999]. Le gouvernement fédéral canadien, par l'entremise d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, a mis sur pied une adaptation canadienne de RUSLE [Pringle *et al.* 1995] qui est connue sous le nom de RUSLEFAC *(Revised Universal Soil Loss Equation For Application in Canada).*

C2) Le modèle d'érosion WEPP

Les efforts de modélisation du service de recherche du Département d'Agriculture des États-Unis [USDA 1995a, 1995b] ont convergé vers l'aboutissement du projet WEPP (*Water Erosion Prediction Project*). Les descriptions données par Lane *et al.* [1988a], Lane *et al.* [1992] et Flanagan et Laflen [1997] permettent d'apprécier l'importance et l'ampleur de ce projet. Le modèle WEPP n'utilise pas les facteurs de l'USLE pour estimer l'érosion hydrique mais mise plutôt sur un amalgame d'équations analytiques qui tentent reproduire les mécanismes d'arrachement, de transport et de sédimentation [Nearing *et al.* 1989, Nearing *et al.* 1990a].

Le modèle WEPP est complètement informatisé et se compose de bases de données sur les sols, les cultures et le climat. Les routines informatiques de WEPP mettent à jour l'état du sol. des plantes et des résidus de surface. Ces caractéristiques servent à déterminer s'il y a production de ruissellement lors d'un événement pluvieux. Si le ruissellement se produit, le modèle d'érosion simule les processus de détachement, de transport et de sédimentation le long du versant et, selon la version du modèle utilisée, dans les canaux. Le modèle WEPP se présente en trois versions: profil, bassin versant et matricielle. La version "profil" calcule le détachement et le transport par érosion pluviale ainsi que le détachement, le transport et la sédimentation par ruissellement de surface. La charge sédimentaire évacuée des bassins versants est estimée à l'aide de la version "bassin versant" [Ascough et al. 1997]. Cette version applique la version "profil" à plus d'un versant à la fois et dirige les sédiments érodés vers les cours d'eau, jusqu'à l'exutoire du bassin versant. La version "matricielle" consiste à diviser un territoire quelconque en plusieurs éléments, à appliquer la version "profil" sur chacun d'eux et à acheminer successivement l'eau et les sédiments, d'élément en élément. Cette version a été conçue pour être adaptée aux systèmes d'information géographique. Le "profil" constitue donc l'unité spatiale de base sur laquelle le modèle d'érosion WEPP effectue des simulations.

La conception de WEPP repose sur une représentation physique (physically-based) des processus d'érosion en rigoles (*rill*) et inter-rigoles (*interill*). L'équation de base de WEPP est:

$$\frac{dG}{dx} = D_i + D_r \tag{C-6}$$

Οù

G = charge sédimentaire (kg / m s)

x = distance le long du versant (m)

 D_i = taux d'érosion inter-rigoles (kg / m² s)

 D_r = taux d'érosion en rigoles (kg / m² s)

L'érosion inter-rigoles (D_i) correspond au détachement et au transport des particules de sol par l'impact des gouttes de pluie alors que l'érosion en rigoles (D_r) correspond au détachement, au transport et à la sédimentation des particules par le ruissellement concentré. Le tableau C2 présente les principales équations d'érosion du modèle d'érosion WEPP.

COMPOSANTES	ÉQUATIONS	
Érosion inter-rigoles	$D_i = K_i I_o^2 S_f C_o G_o \left[\frac{R_s}{w} \right]$	
	K _i = [1709 - 1765(Sa) - 645(Si) - 4557(Om) - 902(θ _{fo})] 10 ³	
	$S_f = 1,05 - 0,85 e^{-4 \sin \theta}$	
	$C_{\bullet} = 1 - F_{c} \Theta^{-0.34} H_{c}$	
	$G_{\theta} = \theta^{-2.5 g_i}$	
	D _i = taux d′érosion inter₋rigole (kg / m² s)	
	K _i = érodabilité int er -rigole (kg / m⁴ s)	
	S _r = facteur d ⁄ajustement de pente	
	C _e = paramètre de la couverture végétale aérienne	
	G _e = paramètre de la couverture végétale au sol	(C-7)
	R _s = espacement des rigoles (m)	
	le² = intensité effective des précipitations (m / s)	
	w = largeur des rigoles (m)	
51	Sa = fraction de sable du sol (0-1)	
	Si = fraction de limon du sol (0-1)	
	Om = matière organique du sol (0-1)	
	$ heta_{fc}$ = teneur en eau à la capacité au champ [0,033 MPa] (m ³ / m ³)	
	heta = angle de la pente (degré)	
	F _c = fraction du sol couvert par la végétation aérienne (0-1)	
	H _c = hauteur effective de la couverture végétale aérienne (m)	
	g_i = fraction du sol couvert par la végétation au sol (0-1)	

Tableau C2 : Principales équations du modèle d'érosion WEPP

COMPOSANTES	ÉQUATIONS	
Érosion en rigoles	DÉTACHEMENT si G < Tc : $D_r = K_r (\tau - \tau_{cr}) [Tc - G]$	
8. 17	SÉDIMENTATION si $G \ge Tc$: $D_f = \beta \frac{V_f}{q} [Tc - G]$	
	$K_r = 0,0017 + 0,0024(Cl) - 0,0088(Om)$	
	$-0,00088[\frac{-\mu_{b}}{1000}] + 0,00048(R_{i})$	
	$\tau = \rho_w g h s$	
	$Tc = k_t \tau^{1,5}$	
	G = charge sédimentaire (kg / m s)	
	Tc = capacité de transport de l'écoulement (kg / m s)	
	D _i = taux d <i>'</i> érosion en rigole (kg / m² s)	
	D_{f} = taux de sédimentation en rigole (kg / m ² s)	
	K _r = érodabilité en rigole (m / s)	
	τ = tension de cisaillement au sol (N / m²)	(6-9)
	$ au_{cr}$ = tension de cisaillement critique au sol (N / m ²)	
	Cl = fraction d'argile du sol (0-1)	
	ρ_b = densité apparente du sol (kg / m ³)	
	R _i = biomasse racinaire (kg / m²)	
	β = paramètre de sédimentation = 0,5	
	V _f = vitesse de chute des particules (m / s)	θ
	q = débit spécifique (m² / s)	
	ρ_w = densité de l'eau (kg / m ³)	
	g = accélération gravitationnelle = 9,8 m / s²	
	h = hauteur de la lame d'eau en rigole (m)	
	s = pente de la rigole (m / m)	
	$k_t = coefficient de transport (m^{0,5} s^2 / kg^{0,5})$	

305

L'équation C-7 indique que le modèle WEPP agrège les processus de détachement, de transport et de sédimentation pour calculer l'érosion inter-rigoles. Le détachement est modélisé en fonction d'un paramètre d'érodabilité du sol, de l'intensité effective des précipitations, de la pente et de la forme de l'interfluve ainsi que de paramètres décrivant l'état de la couverture végétale. Le paramètre d'érodabilité inter-rigoles dépend de la texture et de la teneur en eau du sol. La hauteur des plantes, l'étendue du feuillage ainsi que la présence de résidus au sol assurent une protection contre l'effet érosif des gouttes de pluie et du ruissellement. Les sédiments provenant de l'érosion inter-rigoles sont transportés en majorité par l'érosion en rigoles. L'équation C-8 révèle que le modèle d'érosion WEPP simule séparément les processus de détachement et de sédimentation dans les rigoles. Le processus de détachement est modélisé en fonction d'un paramètre d'érodabilité, de la tension de cisaillement exercée au sol par le ruissellement concentré et de la capacité de transport de l'écoulement. Cette dernière est évaluée à partir d'une simplification de l'équation de Yalin [1963], telle que suggérée par Finkner et al. [1989]. Si la charge sédimentaire s'avère supérieure à la capacité de transport de l'écoulement, les particules transportées en suspension sédimentent à un taux qui dépend du rapport entre leur vitesse de chute et le débit d'écoulement [Lane et al. 1988b].

Tiscareno-Lopez *et al.* [1993] et Tiscareno-Lopez *et al.* [1995] ont effectué une analyse de sensibilité de la version "bassin versant" du modèle WEPP et vérifié son pouvoir de prédiction en régions de pâturage. Les simulations ont révélé que les pertes de sol étaient fortement influencées par la quantité, la durée et l'intensité maximum des précipitations ainsi que par la couverture végétale au sol et l'infiltration. L'erreur de prédiction associée à la structure du modèle contribue le plus à l'erreur totale, ce qui révèle un problème important au niveau des algorithmes. Liu *et al.* [1997] et Baffaut *et al.* [1998] ont comparé la distribution statistique des taux d'érosion prédits par WEPP avec celle des taux d'érosion mesurés. Une surestimation des taux d'érosion a été observée pour les petits événements pluvieux. Le recours à la calibration des paramètres d'érodabilité inter-rigoles et en rigoles, de conductivité hydraulique et de tension critique de cisaillement a permis d'améliorer la prédiction des pertes de sols à l'échelle des événements pluvieux. Le modèle WEPP peut donc être utilisé, après calibration de certains paramètres, pour prédire la fréquence de pertes de sols sur une longue période de temps. Les résultats obtenus confèrent à WEPP le pouvoir de prédire avec succès les événements érosifs à moyen et à long terme, ce qui est important dans une perspective de gestion agricole d'un territoire.

C3) Le modèle d'érosion EUROSEM

Le modèle EUROSEM (*European Soil Erosion Model*; Morgan *et al.* 1998a,1998b) a été conçu pour simuler la variation des volumes d'eau ruissellée et des charges sédimentaires durant des événements pluvieux (*within-storm modelling*). Chaque événement pluvieux est découpé en un certain nombre de pas de temps pour lesquels sont simulées l'hydrologie et la sédimentologie. Les routines de transport (eau et sédiments) du modèle EUROSEM proviennent du modèle d'érosion KINEROS [Woolhiser *et al.* 1990; Smith *et al.* 1995] duquel il emprunte également la représentation spatiale du bassin versant sous forme d'éléments hydrologiques interreliés (*i.e. plane, channel, pond*). Les pertes de sols sont obtenues par la solution numérique de l'équation:

$$\frac{\overline{\delta}(AC)}{\delta t} + \frac{\overline{\delta}(QC)}{\delta x} - q_s(x,t) = e(x,t)$$
 (C-9)

où

 $C = \text{concentration actuelle de sédiments } (m^3 / m^3)$

A = superficie de la section transversale d'écoulement (m²)

Q = débit actuel (m³/s)

 q_s = apport sédimentaire latérale par unité de longueur d'écoulement (m³ / s m)

e = taux d'érosion par unité de longueur d'écoulement (m³/ s m)

x = distance horizontale (m)

t = temps (s)

Pour l'écoulement en rivière, le terme q_s représente l'apport latéral de sédiments en provenance des versants adjacents alors que pour l'écoulement en surface, ce terme devient zéro. EUROSEM traite d'une façon additive les processus d'érosion par la pluie et le ruissellement:

$$e = DR + DF$$
 (C-10)

où

DR = taux de détachement par l'impact des gouttes de pluie (m³/s m) DF = taux de détachement ou de sédimentation par ruissellement (± m³/s m)

Le taux d'érosion par ruissellement DF prend une valeur positive lorsqu'il y a détachement du sol et une valeur négative lorsqu'il y a sédimentation.

Le tableau C3 présente les équations du modèle EUROSEM qui permettent de calculer les taux d'érosion DR et DF. Le détachement des particules du sol par l'impact des précipitations (DR) est calculé par des fonctions liant les précipitations, les caractéristiques du sol et l'importance du couvert végétal (*cf.* équation C-11). L'énergie des précipitations (KE) est représentée par l'impact des gouttes de pluie qui atteignent directement la surface du sol et celles qui tombent du feuillage des plantes [Brandt 1989, 1990]. La proportion de la surface du sol non-érodable (PAVE), la densité du sol (ρ_s) et la hauteur d'eau au sol (h) contribuent à réduire le taux d'érosion par les précipitations. Suite à l'interception et à l'emmagasinement d'une partie de l'eau de pluie par la végétation, l'eau en excès, qui atteint le sol, sert à calculer le ruissellement à l'aide d'une fonction impliquant l'équation de Manning. Le détachement des particules du sol par le ruissellement (DF) est calculé en fonction de la vitesse d'écoulement en rigoles, du diamètre des particules érodées et de la force de cohésion du sol (*cf.* équation C-12). Smith *et al.* [1995] présentent la théorie du transport des particules en suspension qui fait intervenir la notion de capacité de transport en rigoles [Govers 1990] et en inter-rigoles [Everaert 1991].

EUROSEM a été validé pour des superficies agricoles et non-agricoles ayant la dimension des parcelles. Quinton [1997] a constaté que les valeurs de pointes des charges sédimentaires étaient bien simulées, mais que leur synchronisation avec les valeurs observées était décalée de quelques minutes. De façon générale, les simulations du modèle EUROSEM tendent à surestimer les mesures d'érosion en parcelles. Le modèle est sensible au coefficient de Manning, au dégré de cohésion et de détachabilité du sol, à la conductivité hydraulique et l'humidité initiale du sol. Morgan *et al.* [1998a] proposent de calibrer certains paramètres du modèle (ex: *k*, indice de détachabilité du sol) afin d'améliorer le pouvoir de prédiction du modèle.

Les modèles d'érosion hydrique qui viennent d'être présentés démontrent que l'évaluation de l'érosion hydrique et du transport des sédiments à l'échelle des bassins versants devient de plus en plus un domaine de recherche multidisciplinaire qui implique une somme considérable de connaissances provenant de plusieurs domaines scientifiques concernés par la conservation des sols et de l'eau. Cette préoccupation croissante ont conduit les chercheurs à développer de nouveaux modèles de simulation qui permettent d'évaluer les charges polluantes (azote, phosphore, sédiment) à l'échelle du bassin versant. Parmi ces modèles de pollution diffuse se trouvent les modèles de bassins versants AGNPS, ANSWERS et SWRRB.
COMPOSANTES	ÉQUATIONS			
Érosion				
par les				
précipitations	$DR = (1 - PAVE) \left(\frac{k}{\rho_s} KE e^{-zh}\right)$			
	KE = [KE(DT) · (DT)] + [KE(DT) · (LD)]			
	KE(DT) = 8,95 + (8,44 log R _i)			
	KE(LD) = (15,8 PH ^{0,5}) - 5,87 pour PH ≥ 0,14 m			
LD = TIF - SF				
	$TIF = (R \cdot COV) - [IC_{max} (1 - e^{\frac{R_{cum}}{R_{max}}})]$			
	$SF_g = 0.5 TIF (cosPA \cdot sin^2PA)$ pour prairies			
	SF _p = 0,5 TIF (cosPA) pour autres plantes			
	DR = détachement du sol par l'impact des gouttes de pluie (m ³ / s m) k = indice de détachabilité du sol (g / J) P _a = densité des particules (kg / m ³) Z = exposant variant entre 0,9 et 3,1 h = hauteur moyenne de la lame d'eau (m) PAVE = fraction de la surface du sol non-érodable (0-1) E = énergie totale des précipitations atteignant la surface du sol (J / m ² E(DT) = énergie provenant des précipitations directes au sol (J / m ² mm) KE(LD) = énergie provenant des gouttes du feuillage (J / m ² mm) R ₁ = intensité de la précipitation (mm / hr) PH = hauteur d'eau emmagasinée par la végétation (mm) IC _{store} = hauteur d'eau emmagasinée par la végétation (mm) DT = hauteur d'eau totale reçue durant la précipitation (mm) LD = égouttement provenant du feuillage (mm) TIF = précipitations interceptées temporairement par la végétation (mm) R = hauteur des précipitations (mm) COV = fraction du sol couverte par la végétation (0-1) SF = écoulement le long des tiges (mm) PA = angle de la tige de la plante par rapport au sol (degré ^o)			

Tableau C3 : Principales équations du modèle d'érosion EUROSEM

310 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

COMPOSANTES	ÉQUATIONS	
Érosion		
par le		
ruissellement		
	$Dr = p \forall v_s (10 - 0)$	
	$\beta = 0,79 \text{ e}^{-\sqrt{100} \text{ s}} \text{ pour } J \ge 1 \text{ kPa} \text{ (sols cohésifs)}$	
	$\beta = 7 pour J < 1 KPa$	
	$TC_{rill} = \left[\frac{(d_{50} + 5)}{0.32}\right]^{-0.6} \left[(10 \ u \ s) - (0.4)\right]^{\frac{(-400 + 3)}{300}}$	
	$TC_{inter-rill} = \frac{[19 - (\frac{d_{50}}{30})]}{10^4 \rho_s q} [(\Omega - \Omega_c)^{0.7/n} - 1]^5$	
	$\Omega = \sqrt{g h s}$	
	$\int \int \frac{1}{\sqrt{y_{c}(\rho_{s}-1)g d_{50}}} \cdot u \int^{32}$	
	$12_{c} = \frac{1}{h^{23}}$	(0.40)
	$DF = détachement du sol par le ruissellement (m3 / s m)$ $\beta = coefficient de détachement$ $J = force de cohésion du sol (kPa)$ $w = largeur de l'écoulement (m)$ $V_s = vitesse de chute des particules (m / s)$ $TC_{nil} = capacité de transport en rigole (m3 / m3)$ $TC_{inter-nil} = capacité de transport en inter-rigole (m3 / m3)$ $d_{50} = diamètre médian des particules du sol (µm)$ $u = vitesse moyenne de l'écoulement (m / s)$ $s = pente (%)$ $p_s = densité des sédiments (kg / m3)$ $g = 9,8 m/s^2$ $h = hauteur de la lame d'eau (m)$ $n = coefficient de Manning (s / m1/3)$ $y_c = vitesse critique de cisaillement de Shields modifiée (m / s)$ $C = concentration des sédiments (m3 / m3)$	(C-12)

C4) Les modèles de pollution diffuse AGNPS, ANSWERS et SWRRB

De façon générale, les modèles de pollution diffuse servent à simuler la production et le transport des polluants, de la surface du sol jusqu'aux réseaux hydrographiques. Ces modèles sont généralement utilisés pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et identifier les secteurs critiques de pollution. Leur complexité varie des modèles empiriques simples comme RUSLE [Renard *et al.* 1997] aux modèles à base physique comme AGNPS [Young *et al.* 1994], ANSWERS [Beasley et Huggins 1991] et SWRRB [Arnold *et al.* 1990]. Le tableau C4 présente une typologie des modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB alors que le tableau C5 décrit les principales équations qui composent les modules d'érosion hydrique et de transport des sédiments de ces modèles. Une brève description de ces modèles est présentée.

Le modèle AGNPS [Young et al. 1989; Young et al. 1994] a été créé afin d'évaluer l'impact de différentes pratiques de gestion agricole sur la qualité de l'eau des bassins versants agricoles. Il s'agit d'un modèle de pollution diffuse spatialisé qui a été développé, à l'origine, pour simuler l'hydrologie, la demande chimique en oxygène (DCO) et le transport des sédiments, des nutriments (azote et phosphore) et des pesticides dans les eaux de surface suite à des événements pluvieux. Le bassin versant est segmenté selon un maillage de cellules carrées pour lesquelles un ensemble de 22 paramètres doit être connu. Les données d'entrée se composent des données de bassin versant qui décrivent l'information applicable à l'ensemble du bassin versant et des données de cellules. Les principaux extrants du modèle AGNPS peuvent être visualisés pour n'importe quelle cellule, ce qui permet l'identification des zones critiques d'érosion/sédimentation et l'élaboration des mesures de mitigation.

Dans AGNPS, le ruissellement et les polluants migrent de cellules en cellules jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Le ruissellement est simulé en utilisant la méthode du numéro de courbe [SCS *curve number*, USDA 1972] et l'écoulement maximum est obtenu par une équation utilisée dans CREAMS [Smith et Williams 1980]. La partie concernant l'érosion hydrique permet de simuler l'érosion au sol, l'érosion en canal et le transport des sédiments alors que la partie concernant le transport des polluants permet de simuler la production et le transport des polluants solubles et des polluants adsorbés aux sédiments. Une version modifiée du modèle USLE [Wischmeier et Smith 1978] est utilisée pour calculer les pertes de sol (*cf.* équation C-13).

311

312 Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments

	AGNPS [Young et al. 1994]	ANSWERS [Beasley et Huggins 1991]	SWRRB [Arnold et al. 1990]
Objectifs	Simuler le transport des sédiments et des nutriments sur les bassins versants agricoles suite à une averse	Simuler le mouvement des sédiments sur les bassins versants agricoles pendant et juste après une averse	Simuler l'effet des pratiques de gestion agricole sur le ruissellement et le transport des polluants pour des bassins versants non-jaugés
Unité spatiale de simulation	Bassin versant Mailles carrées	Bassin versant Mailles carrées	Sous-bassins versants
Pas de temps de simulation	Épisodique	Épisodique	Journalier
Principales variables simulées	-Hydrologie, Érosion hydrique -Charges de sédiments et de nutriments amenées au réseau hydrographique	-Hydrologie, Érosion hydrique -Charges de sédiments amenées au réseau hydrographique	-Hydrologie, Érosion hydrique -Charges de sédiments et de nutriments amenées au réseau hydrographique
Principaux processus simulés	-Érosion au sol à l'aide des facteurs de l'USLE -Capacité de transport -Sédimentation	-Érosion au sol -Capacité de transport -Sédimentation	-Érosion au sol à l'aide des facteurs de MUSLE -Sédimentation
Météorologie	-volume et durée de l'averse -facteur R de l'USLE	-distribution des précipitations	-volume et durée de l'averse
Hydrologie	-SCS-CN (curve number) -pente du canal -longueur du canal -coefficient de Manning en canal	-pente du canal -longueur du canal -largeur du canal -coefficient de Manning en canal	-SCS-CN (curve number) -pente du canal -longueur du canal -largeur du canal -coefficient de Manning en canal
Pédologie	-constante de la condition de surface -facteur K de l'USLE	-coefficient de Manning -porosité totale -capacité au champ -humidité des sols -facteur K de l'USLE	-coefficient de Manning -albédo du sol -conductivité hydraulique -densité apparente -facteur K de l'USLE
Agricole	-facteurs C et P de l'USLE	-facteurs C et P de l'USLE	-facteurs C et P de l'USLE

Tableau C4 : Caractérisation des modèles de pollution diffuse AGNPS, ANSWERS et SWRRB.

sources : Bingner 1990; Pelletier et al. 1996; Singh 1995

MODÈLES	ÉQUATIONS	
AGNPS	Y = R K LS C P SSF	
	$T_f = \frac{\eta \ k \tau \ V_e^2}{V_{ss}}$	
	Y = taux d'érosion (t/ha/an) R = facteur d'érosivité (MJ mm / ha h) K = facteur d'érodabilité (t ha h / ha MJ mm) LS = facteur topographique C = facteur de la couverture végétale P = facteur des pratiques de conservation du sol SSF = facteur d'ajustement pour la forme de la pente T _r = capacité de transport des sédiments (kg / m / s)	(C-13)
	η = facteur d'efficacité du transport k = facteur de la capacité de transport τ = tension de cisaillement (kg / m²) V _c = vitesse moyenne en canal (m / s) V _{ss} = vitesse de chute des particules (m / s)	
ANSWERS	D _R = 0,82 C K A R ²	
	$D_F = 6,83 \ C \ K \ A \ LS \ Q$	
	$T_F = 161 SL Q^{0.5} pour Q \leq 0,046 m^2 / min$	
	$T_F = 16320 \ SL \ Q^2 \ pour \ Q > 0,046 \ m^2 \ / \ min$	
	$\begin{split} D_R &= taux \ de \ détachement \ par \ la \ pluie \ (kg \ min \) \\ D_F &= taux \ de \ détachement \ par \ la \ pluie \ (kg \ min \) \\ T_F &= capacité \ de \ transport \ des \ sédiments \ (kg \ min \ m \) \\ C &= facteur \ de \ la \ végétation \\ K &= facteur \ d'érodabilité \ (t \ ha \ h \ ha \ MJ \ mm) \\ A &= superficie \ de \ la \ cellule \ (m^2 \) \\ LS &= facteur \ topographique \\ R &= intensité \ de \ la \ pluie \ pour \ une \ période \ donnée \ (mm \ min \) \\ Q &= \ débit \ par \ largeur \ unitaire \ (m^2 \ min \) \\ SL &= \ inclinaison \ de \ la \ pente \ (m \ m \) \end{split}$	(C-14)
SWRRB		
	$Y = 89.6 (V_{u} \sigma_{p})^{0.36} K C P LS$ $C = e^{(m0.8 - CVM)} e^{(-0.00115 CV)} + CVM$	
	Y = taux d'érosion (t/ha/an) C = facteur de la végétation K = facteur d'érodabilité (t ha h / ha MJ mm) LS = facteur topographique P = facteur des pratiques de conservation du sol V _u = volume de ruissellement (m) o _p = taux de ruissellement de pointe (m / s) CV = couverture végétale du sol (kg / ha) CVM = valeur minimum annuelle du facteur C	(C-15)

Tableau C5 : Composantes d'érosion hydrique des modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB

Les sédiments érodés sont divisés en cinq classes granulométriques: sable, limon, argile, petit agrégats et grands agrégats. Un seul numéro de courbe SCS et un seul ensemble de facteurs de l'USLE sont permis pour chaque cellule. Le facteur d'érosivité (R) est calculé à partir des précipitations totales journalières [Cooley 1980] et l'érosion hydrique est estimée à partir de la quantité de pluie tombée durant une averse. Les principaux mécanismes qui gèrent l'érosion/sédimentation sont le détachement des particules du sol par l'impact des gouttes de pluie et par le ruissellement, la susceptibilité du sol à l'érosion selon la densité des particules, le transport des sédiments en régime permanent, la sédimentation des particules en fonction de leur vitesse de chute (*settling velocity*) et la capacité de transport de l'écoulement [Bagnold 1966].

Une nouvelle version d'AGNPS appelée AGNPS98 a été créée récemment par *l'U.S. Departement of Agriculture* [USDA 1998]. Ce système informatique contient une version en continu du modèle AGNPS (*AnnAGNPS, Annualized AGNPS*), une interface GIS (TOPAZ) pour définir le réseau d'écoulement des eaux de surface, un modèle de transport de polluants en rivière (CONCEPTS) et plusieurs autres modèles reliés à l'écologie des salmonidés. La composante d'érosion hydrique d'AnnAGNPS utilise la technologie du modèle RUSLE [Renard *et al.* 1997] pour estimer les pertes de sols. Le modèle gère la fonte de neige et le gel au sol alors que le transport des sédiments est effectué par classes granulométriques.

Le modèle ANSWERS [Beasley et Huggins 1991] est un modèle spatialisé de pollution diffuse qui a été développé pour évaluer, sur la base d'événements pluvieux, l'impact des pratiques de gestion agricole sur la qualité de l'eau des bassins versants. Le modèle se veut un outil spécialisé pour la gestion des problèmes agro-environnementaux causés par l'érosion et le transport des sédiments. Le bassin versant est subdivisé selon une grille composée de cellules carrées ayant, chacune, des caractéristiques uniformes d'occupation du territoire, de pentes, de sols et de pratiques de gestion agricole. De huit à dix paramètres doivent être obtenus pour chaque cellule. L'approche par paramètres distribués permet de considérer la variabilité spatiale des données d'entrée. Les principales données d'entrées du modèle sont les précipitations, l'humidité antécédente du sol, les types de sols, les cultures et les caractéristiques physiographiques de chaque cellule. Pour chaque événement pluvieux, ANSWERS produit un hydrogramme et un sédimentogramme à partir desquels le transport des polluants peut être déterminé. Le modèle produit des extrants pour l'érosion/sédimentation en surface et à l'exutoire du bassin versant. Le modèle ANSWERS permet de spatialiser les calculs d'érosion et de sédimentation à différents endroits d'un bassin versant. L'évaluation de l'érosion hydrique fait intervenir les processus de détachement des particules du sol par la pluie et le ruissellement (*cf.* équation C-14). Ces processus sont considérés indépendants l'un de l'autre. Seuls les facteurs K et C de l'USLE sont impliqués dans le modèle ANSWERS. Le flux de sédiments est acheminé par rigoles, de cellule en cellule, jusque vers l'exutoire du bassin versant à partir d'une équation de conservation de masse [Foster et Meyer 1972]. Une fonction de capacité de transport adaptée de l'équation de Yalin [1963] sert à limiter le transfert des sédiments entre les cellules. Le modèle de sédimentation est semblable à celui utilisé dans CREAMS [Foster *et al.* 1980].

Une nouvelle version en continue d'ANSWERS appelée ANSWERS-2000 a été présentée par Bouraoui [1994] et Bouraoui et Dillaha [1996]. Cette version permet également de simuler le transport de l'azote et du phosphore. Ce modèle considère l'érosion/sédimentation pour des distributions granulométriques mélangées [Dillaha et Beasley 1983].

Le modèle SWRRB [Arnold *et al.* 1990] est un modèle de pollution diffuse spatialisé qui simule, au pas de temps journalier, l'impact des méthodes de gestion culturale sur le ruissellement et le transport des sédiments, des éléments nutritifs et des pesticides pour les grands bassins versants ruraux. Ce modèle adopte une subdivision en sous-bassins afin de tenir compte de la variabilité spatiale du climat, des sols et de l'utilisation du territoire. Chaque sous-bassin est caractérisé par un ensemble de paramètres uniques (globaux). Le modèle effectue des calculs simultanés sur chaque sous-bassin et simule l'érosion hydrique et le transport de l'eau et des polluants, de la sortie des sous-bassins jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

Ce modèle utilise les algorithmes des modèles CREAMS [Knisel 1980] et EPIC [Sharpley et Williams 1990]. Les principaux processus hydrologiques simulés comprennent le ruissellement de surface, la percolation, l'évapotranspiration et l'emmagasinement dans les étangs et les réservoirs. Un générateur de climat permet de simuler les précipitations, la température et le rayonnement solaire lorsque ces données ne sont pas disponibles. Les volumes d'eau ruissellé sont calculés en fonction de l'humidité quotidienne du sol à l'aide de la méthode du numéro de courbe [SCS runoff curve number]. Les prévisions des taux d'écoulement de pointe sont basées sur une modification de la formule rationnelle [Bingner 1990].

Les processus impliqués dans le calcul de l'érosion hydrique se comparent à ceux du modèle CREAMS [Knisel 1980] à l'exception du facteur d'érosivité qui repose sur les caractéristiques du ruissellement (*cf.* équation C-15). Le transport des sédiments est calculé, pour chaque sousbassin, à partir de l'équation universelle de perte de sol modifiée [MUSLE, Williams et Berndt 1977]. La migration des sédiments vers l'aval du bassin versant repose sur une relation décroissante du premier ordre faisant intervenir le temps de transport et la dimension des particules [Williams 1975a]. La dégradation en rivière est basée sur le concept de puissance en rivière [Bagnold 1966] alors que la sédimentation en rivière est basée sur la vitesse de chute des particules transportées en suspension.

L'évolution du modèle SWRRB [Amold *et al.* 1990] a conduit à l'élaboration du modèle SWAT par Amold *et al.* [1995]. Ce dernier permet un découpage du bassin versant en sous-bassins ou en cellules carrées afin de rendre compte de la variabilité spatiale des caractéristiques du paysage. Le modèle SWAT est un modèle à base physique (*physically based*) qui a été développé pour prévoir l'impact, à long terme, des pratiques de gestion agricole sur la qualité de l'eau des grands bassins versants. Les processus qui décrivent le mouvement de l'eau et des sédiments sont directement simulés par les algorithmes de SWAT en utilisant des données d'entrée sur le climat, les propriétés du sol, la topographie, la végétation et les pratiques de gestion agricole.

Bingner *et al.* [1989], Bingner [1990], Bingner *et al.* [1992] et Wu *et al.* [1993] ont comparé les performances de prédiction et les différentes composantes des modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB. Les conclusions de ces études indiquent que la méthode du numéro de courbe (SCS *runoff curve number*) utilisée pour estimer le ruissellement de surface et les versions modifiées de l'USLE utilisées pour estimer l'érosion du sol ne peuvent rendre compte de toutes les conditions d'écoulement et de transport sédimentaire qui peuvent survenir à l'échelle d'un bassin versant. Les modèles SWRRB et AGNPS ont bien "performé" pour trois bassins versants du Mississippi et pour prédire le ruissellement et l'érosion sous différents types d'averses [Bingner *et al.* 1989; Bingner *et al.* 1992]. Le modèle ANSWERS a bien "performé" pour prédire le ruissellement et l'épisodes pluvieux sur trois bassins versants expérimentaux [Wu *et al.* 1993]. En général, ces modèles de pollution diffuse atteignent, au mieux, un degré de précision de ± 2 ou ± 3 fois la valeur observée. Ces modèles ont également tendance à sous-estimer le transport sédimentaire lors d'orages intenses.

Les modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB possèdent une architecture informatique ouverte qui permet d'apporter des modifications éventuelles aux algorithmes. Il arrive souvent que l'utilisateur tente d'adapter un modèle de pollution diffuse à une problème particulier plutôt que de trouver un modèle approprié à sa situation. Une meilleure connaissance des algorithmes et de la façon dont ces modèles fonctionnent permet à l'utilisateur de choisir un modèle applicable à sa situation. Les modèles de bassin versant qui demandent un calage de paramètres (ex: HSPF, Donigian *et al.* 1984) ont un usage limité par la disponibilité des données historiques alors que les modèles AGNPS, ANSWERS et SWRRB n'exigent pas de calage mais nécessitent une grande quantité d'informations sur les caractéristiques réelles du bassin versant.

Puisque la problématique agro-environnementale a attiré de plus en plus l'attention au cours des dernières années, les agences gouvernementales, les groupes de recherches et les sociétés de consultation ont adopté ces technologies afin d'évaluer la pollution de sources diffuses. Plusieurs des projets en cours (ex: GIBSI, Villeneuve *et al.* 1998b) comportent le développement et l'utilisation des modèles informatiques pour effectuer des simulations fiables et répétitives. Plus récemment, certains de ces modèles ont été couplés aux SIG pour faciliter la gestion des données et accélérer le traitement des tâches.

3. S