

Modélisation hydrologique de la qualité de l'eau d'un bassin versant agricole au Québec

C. BERNIER et J. GALLICHAND

Département des Sols et de Génie Agroalimentaire, FSAA, Université Laval, Québec, QC, Canada G1K 7P4. Reçu le 19 mars 1998; accepté le 30 juillet 1999.

Bernier, C. et Gallichand, J. 1999. **Modélisation hydrologique de la qualité de l'eau d'un bassin versant agricole au Québec.** *Can. Agric. Eng.* 41:213-220. La dégradation de la qualité des eaux de surface est un problème important au Québec. En milieu rural, les sources de pollution de l'eau sont reliées aux pratiques agricoles. La modélisation hydrologique peut permettre de déterminer les interventions en milieu agricole qui résulteraient en la plus grande amélioration de la qualité de l'eau. Le modèle HSPF a été testé sur un bassin versant de 5,3 km² sur une période de deux ans et les résultats agrégés hebdomadairement. Les simulations ont porté sur les débits, les sédiments, l'azote total, les nitrates et nitrites, et l'azote ammoniacal. La période de calibration (première année) a montré des corrélations de 0,87, 0,88, 0,95, 0,96 et 0,62 entre les valeurs hebdomadaires simulées et observées de débit, sédiments, azote total, nitrates-nitrites, et azote ammoniacal, respectivement, alors que pour la période de vérification (deuxième année), les corrélations ont été de 0,66, 0,54, 0,63, 0,72 et 0,62. Pour les deux années de la validation, le modèle a sous-estimé le débit de 18%, les sédiments de 38%, l'azote total de 25%, et surestimé les nitrates-nitrites de 23% et l'azote ammoniacal de 45%.

Degradation of surface water quality is an important problem in Québec. In agricultural areas, pollution sources are related to agricultural practices. Hydrological modeling is a tool which can help establishing less polluting farming practices. The HSPF model was tested for a period of two years on a 5.3 km² agricultural watershed and results presented on a weekly basis for outflow, sediment, total nitrogen, nitrate and nitrite, and ammonium. The first year served for calibration and yielded correlation between observed and simulated values of 0.87, 0.88, 0.95, 0.96 and 0.62 for outflow, sediment, total nitrogen, nitrate and nitrite, and ammonium. The second year was used for verification and correlation coefficients of 0.66, 0.54, 0.63, 0.73, and 0.62 were obtained for the same variables. For the two years of the study, HSPF underestimated outflow by 18%, sediment by 38%, total nitrogen by 25%, and overestimated nitrate and nitrite by 23%, and ammonium by 45%.

INTRODUCTION

La dégradation de la qualité des eaux de surface est un problème important au Québec (Painchaud 1996). Les sources de pollution peuvent être d'origine ponctuelle ou diffuse. Alors que la pollution ponctuelle est localisable et quantifiable, la pollution diffuse est difficile à évaluer en raison de l'étendue du territoire concerné et de la nature complexe des caractéristiques de transport impliquées, soit le climat, la topographie, le sol, les pratiques culturales et les propriétés des fertilisants et des pesticides (Novotny et Chesters 1981). Les matières en suspension et l'azote contribuent fortement à l'eutrophisation des plans d'eau, au dépassement des normes pour l'eau potable, à l'augmentation des coûts du traitement de l'eau, et à la

réduction de la valeur récréative des milieux aquatiques (OCDE 1982). La connaissance des processus d'écoulement de l'eau dans un bassin versant est requise pour prédire le transport des sédiments et de l'azote.

La modélisation hydrologique de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant peut permettre d'optimiser les interventions agricoles et environnementales (Onstad et al. 1991; Stone et al. 1993; Hamlett et Epp 1994). Le modèle HSPF (Hydrological Simulation Program - FORTRAN), supporté par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (USEPA), est considéré comme l'un des plus complets pour la simulation de la qualité de l'eau (Donigian et al. 1984; Donigian et Hubert 1991; Bicknell et al. 1993). Des validations de HSPF, pour le débit et la qualité de l'eau, ont été effectuées sur des bassins versants agricoles en Iowa (Donigian et al. 1983, 1995), au Tennessee (Moore et al. 1988; Chew et al. 1991), en France (Kauark Leite 1990) et au Québec (Laroche et al. 1996). Sauf l'étude de Laroche et al. (1996), toutes les validations de HSPF ont eu lieu dans des régions plus chaudes que le Québec, où les températures plus faibles pourraient ralentir les différents processus du cycle de l'azote, et résulter en une performance de HSPF différente de celles des climats plus chauds.

L'objectif de cette étude est de valider les composantes hydrologique, sédimentaire et azotée du modèle HSPF pour un bassin versant de 5,3 km² en production animale intensive dans la région de la Beauce au Québec.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Description du site et des données

Cette étude s'est déroulée sur un site expérimental constitué d'un bassin versant expérimental et d'un bassin versant témoin distants d'approximativement 4 km et situé à 60 km de Québec. Chokmani et Gallichand (1997) ont présenté les principales caractéristiques physiques et hydrographiques de ces deux bassins versants. La validation de HSPF a été effectuée sur le bassin expérimental, pour lequel les données spatiales étaient plus détaillées. Les sols sont des tills compacts, mal drainés, profonds avec affleurements rocheux, loameux, riches en matière organique et graveleux. L'utilisation du sol du bassin expérimental est principalement agricole, avec des productions bovines et porcines intensives, et une production végétale majoritairement en prairies et pâturages.

Les normales climatiques annuelles de la région indiquent une température de 4,3°C, une évapotranspiration potentielle

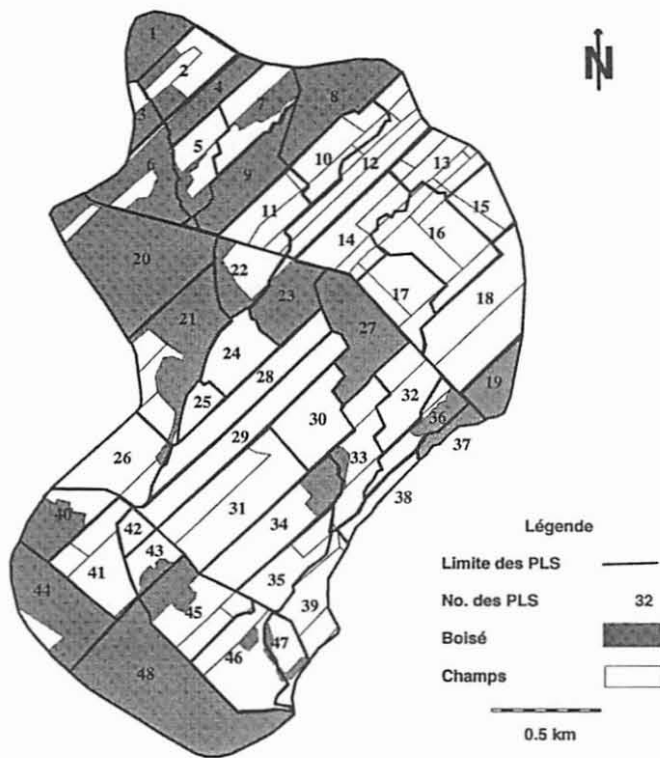


Fig. 1. Division du bassin versant en 48 unités hydrologiques homogènes (PLS).

d'environ 500 mm et des précipitations de 1059 mm, dont 20% tombent sous forme de neige (Environnement Canada 1993). Une station de jaugeage a été installée à l'exutoire de chaque bassin et a fonctionné en continu de mars 1994 à octobre 1996 pour mesurer le débit et emmagasiner les échantillons d'eau. Le débit a été estimé par un senseur de pression et un senseur à ultrasons. Un volume d'eau de 40 mL a été prélevé chaque 30 min, et entreposé à 4°C dans des bouteilles de 1 litre récupérées chaque semaine pour former de 3 à 12 échantillons composites selon qu'il s'agissait d'une période d'étiage ou de crue. Ces échantillons composites ont été analysés pour les matières en suspension (MES), l'azote total (NT), les nitrates-nitrites ($\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$). La station du bassin expérimental comprenait une station météorologique pour la température de l'air, les précipitations liquides, la vitesse du vent et la radiation globale. Les données de précipitation solide ont été obtenues des stations météorologiques de Vallée-Jonction et Scott, distantes de 5 et 12 km du bassin expérimental, et celles de la température du point de rosé, de l'aéroport de Québec. Les mesures de débit ont été interrompues à quelques reprises, soit pour des travaux d'entretien ou lors des périodes de dégel. Ces interruptions ont duré de quelques heures à près de trois jours. Toutefois, du 17 au 19 janvier 1996, des températures de l'air élevées (température moyenne de 5.8°C sur 72 heures) et des pluies abondantes (61 mm sur 72 heures) ont causé une augmentation du débit et des mouvements de glace qui ont endommagé les senseurs de débit de la station du bassin expérimental. Aucune lecture de débit n'a été enregistrée à cette station du 20 janvier au 26 février 1996, date de l'installation d'un nouveau senseur. Durant cette période, les valeurs manquantes de débit ont été

comblées à partir d'équations de régression; lesquelles ont été développées, sur une base mensuelle, à partir des valeurs observées de débit aux deux stations.

Description de HSPF

HSPF consiste en trois blocs hydrologiques et plusieurs modules permettant d'exécuter en continu une simulation hydrologique de la qualité de l'eau. Les trois blocs hydrologiques de simulation sont PERLND pour les zones perméables (e.g. zones agricoles, forêts, parcs), IMPLND pour les zones imperméables urbaines (e.g. routes, villes), et RCHRES pour les réseaux importants de cours d'eau et les réservoirs. Seul le bloc PERLND a été utilisé dans cette étude puisque le temps de concentration du bassin expérimental est de l'ordre de 30 min, ce qui n'est pas suffisant pour permettre la transformation des contaminants dans les cours d'eau et nécessiter l'utilisation du bloc RCHRES.

Les principaux modules de PERLND qui ont été utilisés sont: SNOW, PWATER, SEDMNT, MSTLAY et NITR. Bicknell et al. (1993) expliquent en détail le modèle conceptuel et les équations décrivant chacun de ces modules. Chaque module de PERLND s'applique sur un segment perméable (PLS), qui représente une superficie avec des caractéristiques à peu près constantes. La composante hydrologique est formée du module SNOW, qui simule les quantités d'eau, de glace et de neige dans le couvert nival, et du module PWATER qui calcule l'écoulement de surface, hypodermique et souterrain. Le module SEDMNT est composé de deux réservoirs: la matrice de sol et les sédiments détachés. Ce module produit les séries chronologiques nécessaires au module NITR pour le transport de l'azote organique et de l'ammonium adsorbé avec les sédiments et l'eau de ruissellement. En plus du module NITR, la simulation du transport de l'azote nécessite aussi le module MSTLAY qui fractionne l'écoulement de l'eau et des solutés, pour les rendre compatibles avec le module NITR. Le cycle de l'azote du module NITR est conceptualisé par cinq réservoirs comptabilisant les quantités d'azote sous forme de N: azote organique, ammonium en solution, ammonium adsorbé, nitrates-nitrites et azote absorbé par les plantes. Le module NITR permet l'ajout et le prélèvement des différentes formes azotées aux réservoirs par les apports atmosphériques, la fertilisation organique et minérale, et l'absorption par les plantes.

Spécifications du modèle

La version 10.1 du modèle HSPF a été utilisée avec les données du 1 mai 1994 au 30 avril 1995 (calibration) et du 1 mai 1995 au 30 avril 1996 (vérification). Les simulations ont été effectuées pour un pas de temps horaire et les résultats agrégés sur des périodes hebdomadaires. Des séries chronologiques horaires ont été compilées pour les entrées (température de l'air, température du point de rosé, précipitation totale, évapotranspiration potentielle, vitesse du vent, radiation solaire globale) et les sorties du modèle (débit, MES, NT, $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$). Les apports en azote provenant des précipitations liquides et solides ont été évalués à partir de tableaux du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Direction du milieu atmosphérique), présentant les concentrations mensuelles moyennes pondérées en meq/l, sur une période de trois ans (1992, 1993 et 1994), sur deux sites d'échantillonnage distants de 45 et 65 km du bassin versant.

Tableau I. Description des principaux paramètres calibrés.

Paramètre	Description	Unités
Module SNOW		
<u>Volume de neige</u>		
TSNOW	Température maximale pour chute de neige	°C
COVIND	Facteur de couverture totale du sol	mm
<u>Fonte de la neige</u>		
CCFACT	Facteur de condensation/convection	-
MWATER	Maximum d'eau liquide contenue dans la neige au sol	-
MGMELT	Fonte maximale de la neige par la chaleur du sol	mm/j
Module PWATER		
<u>Stockage de l'eau</u>		
UZSN	Valeur nominale de stockage de la zone supérieure	mm
LZSN	Valeur nominale de stockage de la zone inférieure	mm
<u>Infiltration et évapotranspiration</u>		
INFILT	Paramètre d'infiltration	mm/h
LZETP	Paramètre d'évapotranspiration de la zone inférieure	-
<u>Écoulement hypodermique et souterrain</u>		
INTFW	Paramètre de l'écoulement hypodermique	-
IRC	Paramètre de récession de l'écoulement hypodermique	j ⁻¹
KVARY	Paramètre de l'écoulement souterrain	mm ⁻¹
AGWRC	Paramètre de récession de l'écoulement souterrain	j ⁻¹
Module SEDMNT		
<u>Sédiments érodés et disponibles</u>		
KRER	Coefficient de l'équation de détachement du sol	-
JRER	Exposant de l'équation de détachement du sol	-
COVER	Facteur du couvert végétal	-
<u>Sédiments disponibles transportés par l'eau</u>		
KSER	Coefficient de l'équation d'entraînement du sol	-
JSER	Exposant de l'équation d'entraînement du sol	-
Module NITR		
<u>Paramètres généraux</u>		
KPLNM	Absorption par les plantes	j ⁻¹
NO3UTF	Absorption nitrates	-
NH4UTF	Absorption ammonium	-
KDSAM	Désorption ammonium	j ⁻¹
KADAM	Adsorption ammonium	j ⁻¹
KIMNI	Immobilisation nitrates	j ⁻¹
KAM	Ammonification N organique	j ⁻¹
KDNI	Dénitrification	j ⁻¹
KNI	Nitrification	j ⁻¹
KIMAM	Immobilisation ammonium	j ⁻¹

Pour les engrais minéraux et organiques, les apports ont été calculés pour chaque parcelle fertilisée à partir des données recueillies auprès des producteurs et des analyses de fumier. Ces différents apports en azote ont été introduits dans les réservoirs appropriés via les SPEC-ACTIONS de HSPF. Le bassin expérimental a été divisé en 48 PLS (Fig. 1) en se basant sur la localisation des cours d'eau et en essayant de maintenir constants l'utilisation du sol (agricole, boisé), la pente et le type

de sol. Puisque la faible superficie des PLS et la géologie de cette région favorisent un écoulement hypodermique rapide et un écoulement souterrain faible, le réseau d'écoulement a été conçu pour que chaque PLS déverse les différentes composantes de l'écoulement (écoulement de surface, hypodermique et de base) directement à l'exutoire. La pente moyenne, la longueur de pente et la superficie de chaque PLS ont été déterminé à l'aide du système d'information géographique MapInfo (MapInfo 1995).

Procédure de calibration

L'ordre séquentiel d'appel des modules (hydrologie, sédiment, azote) a été suivi pour la calibration d'HSPF, et a consisté en une calibration manuelle et une calibration automatique. La calibration manuelle a utilisé les graphiques des valeurs observées et simulées, le coefficient de corrélation (r), l'erreur moyenne de biais (EMB) et l'erreur moyenne absolue (EMA):

$$EMB = \frac{\sum_{i=1}^n (Xs_i - Xm_i)}{n} \quad (1)$$

$$EMA = \frac{\sum_{i=1}^n |Xs_i - Xm_i|}{n} \quad (2)$$

où

Xs_i = ième valeur simulée,
 Xm_i = ième valeur mesurée,
 n = nombre de paires de valeurs, et
 i = indice d'une paire de valeurs.

La procédure de calibration manuelle s'est inspirée des analyses de sensibilité de Kauark Leite (1990), des règles de Lumb et al. (1994) et de la séquence de Donigian et al. (1984) consistant à obtenir des bilans annuels équilibrés, à reproduire les tendances mensuelles et saisonnières, en particulier durant les périodes de gel et de dégel, puis à reproduire des événements hydrologiques sélectionnés. La calibration automatique a été réalisée à l'aide du programme PEST (Doherty 1994), lequel minimise la somme des carrés des différences entre les valeurs observées et simulées. Pour le cas de l'azote, et considérant la difficulté d'optimiser les paramètres de NITR pour plusieurs variables de sortie simultanément, la calibration automatique a porté uniquement sur NT. Pour chacun des modules, une description des principaux paramètres ayant fait

l'objet d'une calibration est présentée au Tableau I et les valeurs retenues au Tableau II.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Composante débit

Les variations des débits observés et simulés sont présentées à la Fig. 2 pour les paramètres calibrés des modules SNOW et

Tableau II. Valeurs calibrées et obtenues de la littérature.

Paramètre	Valeur calibrée	Donigian et al. (1983)	Moore et al. (1988)	Kauark Leite (1980)	Chew et al. (1991)	Laroche et al. (1996)
Module SNOW						
COVIND	60.73	-	-	-	-	40.00
TSNOW	0.00	-	-	-	-	1.50
SNOEVP	0.00	-	-	-	-	0.10
CCFACT	0.35	-	-	-	-	0.90
MWATER	0.50	-	-	-	-	0.03
MGMELT	0.01	-	-	-	-	0.15
Module PWATER						
UZSN	14.00	7.6-30.0	5.00	1.00-6.00	0.40-1.10	19.27
LZSN	70.00	216.0-241.0	125.00	120.00	127.00	361.00
INFILT	5.89-11.24	1.50-3.50	0.10-0.50	0.50	1.60-3.60	5.83
INFEXP	8.81	-	-	4.50	-	0.00
INFILD	2.00	-	-	-	-	1.99
LZETP	0.00-0.75	-	0.30-0.55	-	-	0.0-0.8
INTFW	12.00	1.00-1.20	1.00	1.00	0.75	9.83
IRC	0.30	0.60-0.80	0.10	-	-	0.00
KVARY	0.60	-	-	-	-	0.66
AGWRC	0.99	-	0.98	-	-	0.99
Module SEDMNT						
KRER	0.51	-	0.35	0.06	0.20-0.45	-
JRER	2.20	-	2.00	1.50	2.00	-
AFFIX	0.03	-	0.05	0.03	0.005-0.03	-
COVER	0.79-0.89	-	0.01-0.90	0.35-0.95	0.03-0.90	-
KSER	0.0065	-	0.30	4.50	1.5-20.0	-
JSER	0.33	-	1.80	2.40	1.6-2.0	-
Module MSTLAY						
SLMPF	1.00	0.70	-	1.00	-	0.70
ULPF	1.00	5.00	-	5.00	-	5.00
LLPF	10.00	-	-	4.00	-	1.50
Module NITR						
KPLNM	0.01-0.60	-	0.00-0.46	0.05-0.40	-	-
NO3UTF	0.70	-	0.80	0.90	-	-
NH4UTF	0.30	-	0.20	0.10	-	-
THETA	1.05-1.07	-	1.05-1.07	1.07	-	-
KDSAM	0.001	-	0.15	0.20	-	-
KADAM	0.001	-	1.00-3.00	0.20	-	-
KIMNI	0-0.003	-	0.00	0.05	-	-
KAM	0-0.003	-	0-0.003	0.001-0.003	-	-
KDNI	0-0.40	-	0-0.05	0.02	-	-
KNI	0.30-3.00	-	0.10-1.00	0.25-2.0	-	-
KIMAM	0-0.05	-	0.00	0.00	-	-
Surface, ha	530	259	18	700	14,600	78

-: Valeur du paramètre non-spécifié ou paramètre non-utilisé

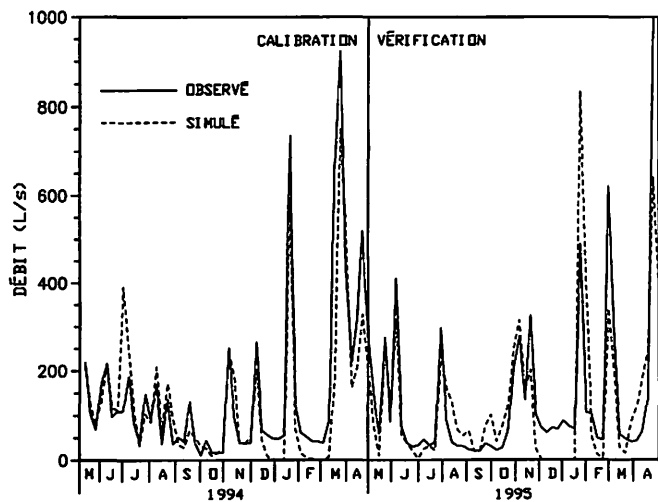


Fig. 2. Débit hebdomadaire moyen.

PWATER (Tableau II), dont deux varient mensuellement: LZETP (0.0 à 0.75) et INFILT (5.89 à 11.24 mm/h). Pour ces modules, les valeurs calibrées des paramètres sont du même ordre de grandeur que celles de la littérature, sauf pour LZSN et INFILT, qui sont deux des trois principaux paramètres (LZSN, INFILT et LZETP) servant à ajuster le bilan annuel en agissant sur la percolation vers la zone souterraine. La valeur calibrée de LZSN s'est établie à 70 mm, comparativement à 120-361 mm pour les valeurs de la littérature. Cette faible valeur de LZSN réduit l'évapotranspiration provenant de la zone inférieure et augmente la percolation vers la zone souterraine. La valeur obtenue pour INFILT (11.24 mm/h) est supérieure à celles de la littérature (0.10-5.83 mm/h), ce qui cause une infiltration importante pouvant être due à la texture

Tableau III. Moyennes et écart-types hebdomadaires pour les valeurs de sortie de HSPF.

Sortie de HSPF	Moyenne		Écart type		
	calibration	vérification	calibration	vérification	
Débit (L/s)					
observé	152.53	158.21	189.29	270.57	
simulé	128.02	127.53	155.59	165.85	
Sédiment (t/sem)					
observé	2.81	3.63	5.13	9.85	
simulé	2.11	1.87	2.94	3.91	
Azote (kg/sem)					
NT	observé	186.62	200.82	224.15	363.44
	simulé	144.14	146.26	222.75	298.17
NO ₃ -NO ₂ -N	observé	91.89	88.05	120.50	140.29
	simulé	108.00	113.54	179.35	245.70
NH ₄ -N	observé	18.66	28.73	27.09	75.95
	simulé	36.10	32.49	46.19	52.36

du sol en surface (loam), mais surtout à l'utilisation du sol dont on retrouve 37% en boisés et 47% en prairies. Les boisés et les prairies ralentissent l'écoulement de surface et favorisent l'infiltration. Le débit annuel moyen a été sous-estimé d'environ 18% (Fig. 2), dû à une sous-estimation de l'écoulement de base et des crues en période hivernale. Une sur-estimation du débit observé durant les périodes d'étiage pourrait être la cause de la sous-estimation des débits simulés, puisque la précision des senseurs à ultrasons, mesurant le débit sur place, diminue lorsque la vitesse d'écoulement de l'eau est faible, ce qui s'est produit fréquemment à la station du bassin expérimental. D'ailleurs, le calcul du volume annuel de ruissellement par la méthode SCS modifiée pour le Québec (Monfet 1979) donne des débits moyens annuels d'environ 120 L/s pour ce bassin versant, ce qui correspond aux valeurs du débit simulé (Tableau III). Laroche et al. (1996) et Moore et al. (1988) ont observé une sous-estimation du débit annuel de 14%. La sous-estimation de 18% obtenue dans la présente étude est classifiée d'acceptable selon Donigian et al. (1984).

Les valeurs de r , EMB et EMA pour la période de vérification ont été moins précises que pour la période de calibration. Comme de faibles débits ont été observés aussi bien durant la période de calibration que durant celle de vérification, cette diminution de la précision ne peut être attribuée uniquement à une surestimation des faibles débits par le senseur à ultrasons. Toutefois, les débits du 20 janvier au 26 février 1996 n'ont pas été mesurés à l'exutoire du bassin expérimental, mais obtenus par régression avec les débits du bassin témoin. De plus, plusieurs calibrations du senseur à ultrasons ont été effectuées après le 26 février sans résultats satisfaisants, de sorte que les forts débits observés à partir de la semaine du 20 janvier 1996 peuvent être biaisés. Les valeurs de r , EMA et EMB ont été recalculées pour la période du 1 mai 1995 au 19 janvier 1996 avec une amélioration de 0.66 à 0.84 pour r , -30.68 à -12.5 L/s pour EMB et 93.27 à 47.2 L/s pour EMA. Considérant uniquement les semaines antérieures au 20 janvier 1996, on constate que le modèle a bien répondu aux fluctuations hebdomadaires du débit (Fig. 2). Les écarts les plus importants, entre les valeurs simulées et observées, se sont produits en période hivernale avec des débits de base faibles et des débits de pointe simulés inférieurs à ceux observés. Suite à de multiples essais sur les paramètres du module SNOW (Tableau I), il a été impossible d'augmenter l'écoulement de base sans diminuer de façon importante les débits de pointe, le modèle réagissant comme si la quantité de neige disponible pour la fonte était trop faible. Cette insuffisance de la quantité de neige a pu être causée par l'utilisation des données des stations météorologiques de Vallée-Jonction et Scott qui sont localisées dans une vallée et à une altitude inférieure.

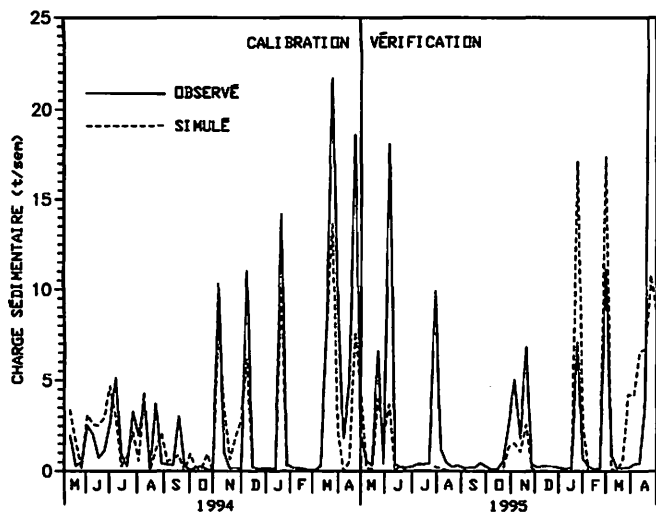


Fig. 3. Charge sédimentaire.

Composante sédiment

Les valeurs calibrées des paramètres KSER (0.0065) et JSER (0.3300) de l'équation d'entraînement des particules de sol sont inférieures à celles de la littérature qui atteignent jusqu'à 20.0 et 2.4, respectivement (Tableau II). Ces valeurs calibrées reflètent la faible capacité de transport des sédiments disponibles. La présence d'une couverture végétale dense et permanente sur le bassin expérimental augmente la cohésion des particules de sol, réduit la vitesse d'écoulement des eaux de surface, favorise l'infiltration et diminue la quantité de sédiments détachés et transportés. Pour les deux années de l'étude, les pertes de sol moyennes simulées et observées ont été de 1.99 et 3.22 t/sem, respectivement, soit une sous-estimation de 38%. La perte de sol observée correspond à 0.32 t an⁻¹ ha⁻¹ sur l'ensemble du bassin, ce qui est de beaucoup inférieur aux 2.0 t an⁻¹ ha⁻¹ admissibles pour ce type de sol (Morgan 1986).

La sous-estimation de la charge sédimentaire est en partie attribuable à la sous-estimation de 18% du débit annuel. De plus, comme le module RCHRES n'a pas été utilisé, l'érosion des berges et du lit des cours d'eau n'a pas été simulée, ce qui peut expliquer les écarts importants au niveau des valeurs de

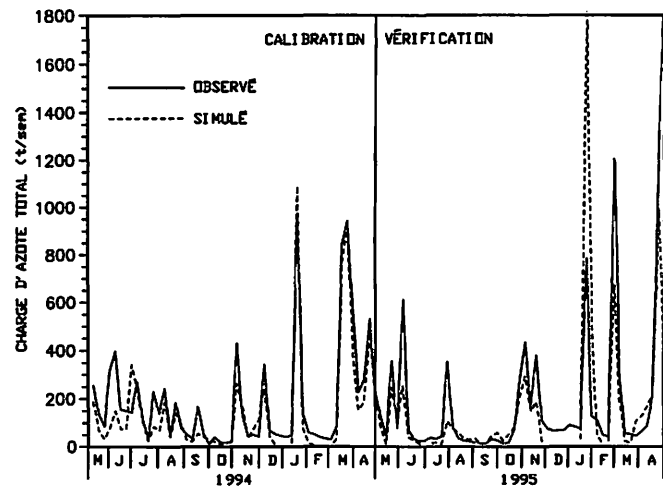


Fig. 4. Charge d'azote total.

pointe (Fig. 3). Pour la période de calibration, les statistiques des valeurs hebdomadaires montrent un r de 0.88, un EMB de -0.70 t/sem et un EMA de 1.64 t/sem, comparé à 0.54, -1.76 t/sem et 3.19 t/sem pour la période de vérification. La sous-estimation de 38% de la charge sédimentaire correspond à une précision qualifiée de faible selon Donigian et al. (1984). D'autres chercheurs ont obtenu une surestimation de 12% (Moore et al. 1988) et des sous-estimations de 22% (Kauark Leite 1990) et 19% (Chew et al. 1991). La diminution de la précision de la charge sédimentaire entre les périodes de calibration et de vérification ne peut être due uniquement à une sous-estimation du débit. Les écarts entre les courbes des charges sédimentaires simulées et observées (Fig. 3) sont importants pour la période de mai 95 à novembre 95 comparativement à celles des débits pour cette même période (Fig. 2). La sous-estimation de la charge sédimentaire peut être le résultat d'une sous-estimation de l'écoulement de surface et d'activités humaines qui ont pu avoir lieu en bordure des cours d'eau.

Composante azote

Sauf pour KDSAM et KADAM, paramètres de l'équation de réaction du premier ordre contrôlant la désorption et

Tableau IV. Statistiques entre les valeurs moyennes hebdomadaires simulées et observées pour les variables de sortie de HSPF.

	r		EMB*		EMA*	
	calibration	vérification	calibration	vérification	calibration	vérification
Débits (L/s)	0.87	0.66	-24.51	-30.68	56.05	93.27
Sédiments (t/sem)	0.88	0.54	-0.70	-1.76	1.64	3.19
Azote (kg/sem)						
NT	0.95	0.63	-42.48	-54.56	61.71	124.23
NO ₃ -NO ₂ -N	0.96	0.72	16.11	25.50	39.49	75.77
NH ₄ -N	0.62	0.62	17.44	3.76	24.84	26.28

*: EMB et EMA on les mêmes unités que les variables auxquelles elles s'appliquent.

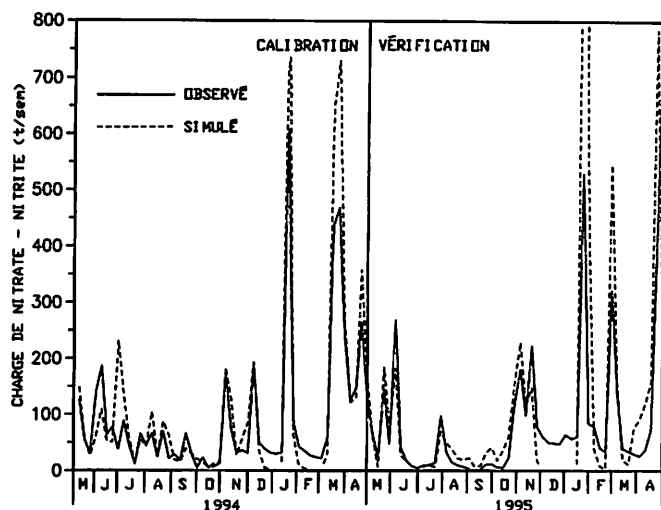


Fig. 5. Charge de nitrate et nitrite.

l'adsorption de l'ammonium, les valeurs obtenues pour le module NITR sont semblables à celles de la littérature (Tableau II). Les faibles valeurs obtenues, lors de la calibration, de 0.001 j^{-1} pour ces deux paramètres, indiquent une faible capacité de fixation qui augmente la quantité d'azote ammoniacal en solution et favorise l'absorption par les plantes ainsi que les pertes par ruissellement et percolation. Les paramètres NO3UTF et NH4UTF du module NITR servent à déterminer les quantités respectives de nitrate et d'ammonium absorbées par les plantes. La valeur de 0.30, obtenue pour NH4UTF, est supérieure à celles de Kauark Leite (1990) et Moore et al. (1988), ce qui indique, selon Burt et al. (1993), une plus grande absorption du $\text{NH}_4\text{-N}$ due à la superficie boisée plus importante sur le bassin expérimental que pour les deux autres études dont l'utilisation du sol était presque exclusivement agricole.

Pour les deux années de simulation on observe en moyenne une sous-estimation de 25% de la charge en NT (145.2 vs 193.7 kg/sem), attribuable en partie à la sous-estimation du débit. Par contre, les charges moyennes en $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$ ont été surestimées de 23% et 45%, respectivement. On note aussi une baisse de la précision de simulation pour NT, $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$ durant la période de vérification par rapport à la période de calibration (Tableau IV), laquelle s'explique par la baisse de précision sur les débits et les sédiments pour la même période. La charge en azote organique a été obtenue par soustraction de $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$ de NT, ce qui résulte en des charges d'azote organique simulées et observées respectivement de 0.04 et 76.07 kg/sem pour la période de calibration, et 0.23 et 84.04 kg/sem pour celle de vérification. Cette sous-estimation importante de l'azote organique est reliée au faible ruissellement produit par PWATER, puisque le ruissellement est le mécanisme principal par lequel la matière organique est exportée vers les cours d'eau. Cette sous-estimation de l'azote organique à l'exutoire du bassin peut aussi être expliquée par une sous-estimation de la quantité de matière organique présente dans le sol initialement, de la quantité de résidus végétaux présents sur et dans le sol après la saison de culture, de la contribution en matière organique de la zone forestière et du pourcentage de matière organique contenue dans les amendements.

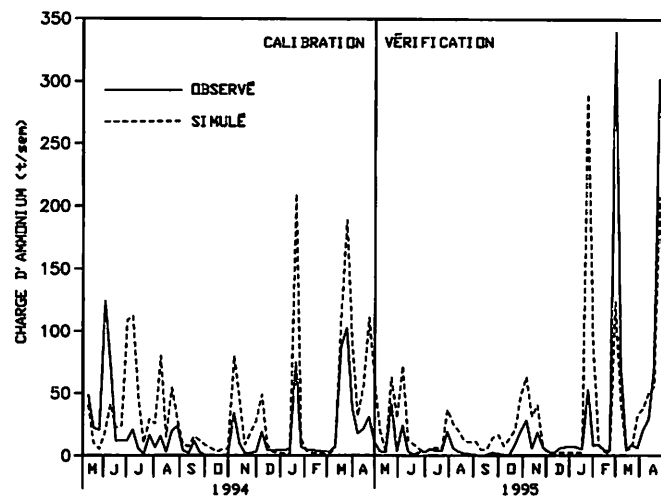


Fig. 6. Charge d'azote ammoniacal.

De façon générale, le modèle répond bien aux fluctuations hebdomadaires de NT (Fig. 4), $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$ (Fig. 5) et $\text{NH}_4\text{-N}$ (Fig. 6). Les meilleurs résultats sont obtenus avec NT puisque seul ce paramètre a été utilisé pour la calibration automatique. Pour l'ensemble de la période de simulation, on a observé une sous-estimation de 25% pour NT, une surestimation de 23% pour $\text{NO}_3\text{-NO}_2\text{-N}$ et une surestimation de 45% pour $\text{NH}_4\text{-N}$. Ces résultats s'expliquent du fait que, lors des calibrations manuelles et automatiques, les charges simulées en azote organique ont été presque nulles, résultant en une surestimation des charges en nitrates-nitrites et en azote ammoniacal. Les valeurs obtenues sont classifiées de bonnes dans les deux premiers cas, de faible pour l'azote ammoniacal, et sont comparables à celles obtenues par Moore et al. (1988).

CONCLUSIONS

Les composantes hydrologique, sédimentaire et azotée du modèle HSPF ont été évaluées sur une période de deux ans sur un bassin versant de 530 hectares dans la région de la Beauce au Québec. Une calibration a été effectuée la première année, et une vérification la seconde. Pour la calibration, les coefficients de corrélation ont été de 0.87, 0.88, 0.95, 0.96 et 0.62, respectivement, pour les débits, les sédiments, l'azote total, les nitrates-nitrites et l'azote ammoniacal, comparé à 0.66, 0.54, 0.63, 0.72 et 0.62 pour la période de vérification. De façon générale, les écarts les plus importants entre les valeurs simulées et mesurées ont été observés en période hivernale, où le modèle semble avoir eu de la difficulté à équilibrer les débits d'étiage et de pointe lors des périodes de dégel. Les écarts sur le débit peuvent être expliqués partiellement par l'incertitude des données d'entrée (précipitation solide) et de sortie (débit observé surestimé en période d'étiage). Une sous-estimation probable du ruissellement et de la quantité de matière organique exportée peut justifier les importants écarts entre les valeurs observées et simulées des charges sédimentaires et azotées. Pour les deux années de l'étude, HSPF a sous-estimé le débit, les charges de sédiments et d'azote total de 18%, 38% et 25%, respectivement, alors qu'il a surestimé de 23% et 45% les nitrates-nitrites et l'azote ammoniacal. Ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus par d'autres auteurs aux États-Unis et en Europe.

BIBLIOGRAPHIE

- Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L. Kittle, A.S. Donigian et R.C. Johanson. 1993. Hydrological simulation program - FORTRAN (HSPF): User's manual for release 10.1. USEPA, Athens, GA.
- Burt, T.P., A.L. Heathwaite et S.T. Trudgill. 1993. *Nitrates: Processes, Patterns, and Management*. New York, NY: Wiley and Sons.
- Chew, C.Y., L.W. Moore et R.H. Smith. 1991. Hydrological simulation of Tennessee's North Reelfoot Creek watershed. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 63(1):10-16.
- Chokmani, K. et J. Gallichand. 1997. Utilisation d'indices pour évaluer le potentiel de pollution diffuse sur deux bassins versants agricoles. *Canadian Agricultural Engineering* 39(2):113-122.
- Doherty, J. 1994. PEST - Model independent parameter estimation. User's guide. Watermark Computing, Oxley, Australia.
- Donigian, A.S., R.V. Chinnaswamy et R.F. Carsel. 1995. Watershed modeling of agrichemicals in Walnut Creek, Iowa. Dans *Water quality modeling*, ed. C. Heatwole, 192-201. ASAE publication 5-95. St-Joseph, MI: ASAE.
- Donigian, A.S. et W.C. Hubert. 1991. Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas. EPA-600/3-91-039, USEPA, Athens, GA.
- Donigian, A.S., J.C. Imhoff et B.R. Bicknell. 1983. Modeling water quality and the effects of agricultural best management practices in Four Mile Creek, Iowa. EPA-600/3-83-067, USEPA, Athens, GA.
- Donigian, A.S., J.C. Imhoff, B.R. Bicknell et J.L. Kittle. 1984. Application guide for hydrological simulation program - FORTRAN (HSPF). EPA-600/3-84-065, USEPA, Athens, GA.
- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada, 1961-1990. EN56-61/5-1993. Environment Canada, Ottawa, ON.
- Hamlett, J.M. et D.J. Epp. 1994. Water quality impacts of conservation and nutrient management practices in Pennsylvania. *Journal of Soil and Water Conservation* 49(1):59-66.
- Kauark Leite, L.A. 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Mémoire présenté à l'École Nationale des Ponts et Chaussées, CERGRENE, Paris, France.
- Laroche, A.M., J. Gallichand, R. Lagacé et A. Pesant. 1996. Simulating atrazine transport with HSPF in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Engineering* 122(7):622-630.
- Lumb, A.L., R.B. McCammon et J.L. Kittle. 1994. User's manual for an expert system (HSPEXP) for calibration of the Hydrological simulation program - FORTRAN. Report 94-4168, U.S. Geological Survey, Reston, VA.
- MapInfo. 1995. MapInfo User's Guide, version 3.0. MapInfo Corp., Troy, NY.
- 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, QC.
- Moore, L.W., H. Matheny, T. Tyree, D. Sabatini et S.J. Klaine. 1988. Agricultural runoff modeling in a small West Tennessee watershed. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60(2):242-249.
- Morgan, R.P.C. 1986. *Soil Erosion and Conservation*. New York, NY: Longman Scientific and Technical.
- Novotny, V. et G. Chesters. 1981. *Handbook of Nonpoint Pollution Sources and Management*. Environmental Engineering Series. New York, NY: Van Nostrand Reinhold..
- OCDE. 1982. Eutrophication of water: monitoring, assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- Onstad, C.A., M.R. Burkart et G.D. Bubenzer. 1991. Agricultural research to improve water quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 46(3):184-188.
- Painchaud, J. 1996. La qualité de l'eau au Québec: état et tendances. Dans *Stratégie de gestion: vers une vision commune, 2e colloque sur la gestion de l'eau en milieu rural*, 37-50. CPVQ, Québec, QC.
- Stone, K.C., P.G. Hunt et S.W. Coffey. 1993. Simulation and evaluation of alternative nutrient management practices on a demonstration watershed. ASAE Paper 93-2572. St. Joseph, MI: ASAE.