

Prise en compte du battement de nappe dans la modélisation du transfert de nitrates sur le bassin de la Seine

Elodie Philippe^{1*}, Florence Habets², Emmanuel Ledoux¹, Patrick Goblet¹, Pascal Viennot¹

¹Ecole des Mines de Paris, Centre de Géosciences, Fontainebleau.

²UMR Sisyphe, UPMC/CNRS, Paris.

*elodie.philippe@mines-paristech.fr

L'intensification des activités agricoles depuis le début des années soixante en Europe s'est accompagnée d'une utilisation accrue de produits phytosanitaires et de fertilisants pour améliorer les rendements. Mais de telles pratiques ont généré une pollution diffuse en solutés, notamment en nitrates, dans les rivières et les aquifères. La commission européenne a alors adopté en 2000 la Directive Cadre sur l'Eau (directive 2000/60/CE) qui impose à tous les états membres d'atteindre un bon état écologique de leurs eaux d'ici à 2015. Ainsi, le seuil de potabilité a été fixé à 50 mg/L en ce qui concerne les nitrates.

Sur le bassin de la Seine, des teneurs supérieures à ce seuil ont déjà été répertoriées sur plusieurs zones. Des relevés dans les aquifères de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène mettent en effet en évidence des problèmes de contaminations en nitrates sur ce bassin. Nous utilisons alors le modèle couplé STICS-MODCOU (Ledoux et al., 2007) pour prédire l'évolution de ces teneurs en solutés dans le temps et dans l'espace. Cet outil intégré de modélisation permet de représenter correctement l'évolution de la médiane des concentrations en nitrates dans ces aquifères, mais la RMSE associée est élevée (environ 25mg/L (Viavatenne, 2006)).

Afin d'améliorer la modélisation des transferts de nitrates sur ce bassin, nous nous sommes alors intéressés à leur transfert à travers la zone non saturée. Cette zone, qui est située entre le sol et la nappe, est en effet tout d'abord caractérisée par des vitesses de transfert pouvant être très faibles : de quelques mètres à quelques centimètres par an (0.6 à 1.25 mètre/an pour la zone non saturée crayeuse (Serhal et al., 2006), entre 20 et 26 cm/an pour les zones non saturées loessiques (Baran et al., 2007)). Puis, son épaisseur peut être localement très élevée (jusqu'à 150 mètres sur le bassin de la Seine (Gomez, 2002)). De plus, ce milieu étant polyphasique (eau, air, solide), des réactions et des changements de phases des solutés peuvent intervenir et modifier la dynamique de transfert des solutés.

Cette zone exerce donc une influence significative sur la dynamique de contamination souterraine puisque le temps de transfert des nitrates de la surface à la nappe peut atteindre plusieurs années (Philippe et al., 2008). Nous avons alors envisagé d'améliorer la dynamique de transferts des nitrates dans cette zone en prenant en compte l'effet des fluctuations du niveau de nappe. En effet, les variations de niveaux piézométriques de plusieurs mètres sont fréquentes et peuvent générer un lessivage des nitrates à la base de la zone non saturée.

Dans le modèle couplé STICS-MODCOU, la modélisation des flux à travers la zone non saturée repose sur les travaux de Besbès (1978) qui a montré qu'il était possible d'assimiler les transferts d'eau dans ce milieu à la cascade de Nash (Nash, 1960). Pour son application sur le bassin de la Seine, Gomez en 2002 a adapté cette cascade pour permettre la prise en compte des contaminants passifs. Dans son approche, on considère que l'essentiel des réaction bio physicochimiques impliquant ce type de solutés se déroulent dans le sol (Baran et al., 2007; Serhal et al., 2006). Le transfert à travers la zone non saturée est donc considéré comme conservatif. On a donc dans cet outil de modélisation un module de transfert d'eau et de solutés à travers la zone non saturée simplifié, et peu coûteux en paramètres et en temps de calcul.

On peut cependant s'interroger sur la pertinence d'une telle approche puisque le transfert d'eau n'a jamais été validé depuis Besbès et aucune validation concernant les transferts de solutés conservatifs n'a été mise en évidence jusqu'à présent. De plus, il n'est pas sûr que ce modèle simple soit capable de modéliser les spécificités propres à la zone non saturée crayeuse, qui constitue plus de 60% du domaine non saturé du bassin de la Seine. Ce milieu est en effet caractérisé par une double porosité, matricielle et de fractures. Des

interactions complexes entre les flux circulant dans ces deux milieux peuvent intervenir, ce qui rend difficile la modélisation des transferts d'eau et de solutés dans ce type de zones non saturées (Jackson et al., 2006). Enfin, un effet piston a été mis en évidence dans ce type de milieu : le temps de transfert des nitrates est lent (environ un mètre par an (Serhal et al., 2006), mais les variations de niveau de nappe suite à d'intenses précipitations sont rapides (de l'ordre de quelques jours (Headworth, 1972).

Nous avons donc souhaité tester la pertinence de notre modèle conceptuel en le comparant à un modèle à bases physiques, Metis (Goblet, 2007). Les premiers résultats obtenus nous ont permis d'améliorer notre schéma simplifié, en prenant en compte un volume d'eau liée plus réaliste, dépendant de la profondeur de la nappe, et calculé à partir des relations de Van Genuchten.

Dans un second temps, nous avons intégré un module de battement de nappe dans notre modèle de zone non saturée.

1 Les modèles

1.1 Nonsat

Les modèles conceptuels visent à obtenir une bonne représentation des transferts, mais avec des temps de calcul réduits. En dépit d'une simplification inhérente liée à la conceptualisation, ces modèles sont robustes (Gandolfi et al., 2006) et donc largement utilisés: ALHyMUS (Facchi et al., 2004), ANSWERS (Bouraoui et al., 1997)... Ils sont de plus peu coûteux en paramètres.

Pour la modélisation des transferts d'eau et de solutés à travers la zone non saturée du bassin de la Seine, nous utilisons donc le modèle conceptuel Nonsat. Ce modèle repose sur les travaux de Besbès (1978), qui a déterminé la forme des fonctions de retard de bassins avec une relation paramétrique, en se basant sur l'approche de Nash (Nash et al., 1960) qui est la plus susceptible de s'appliquer au milieu souterrain. Ainsi, dans Nonsat, la zone non saturée est assimilée à une série de N réservoirs horizontaux de même épaisseur, s'écoulant les uns dans les autres à une vitesse constante. L'écoulement est à dominance 1D, c'est-à-dire avec une dispersion quasi nulle, ce qui implique une circulation uniquement verticale à travers la zone non saturée.

Le transport de polluants passifs dans ce modèle a été introduit par Gomez en 2002 et on considère comme pour l'eau que le transfert est 1D. Dans l'approche utilisée, les différents apports de solutés ne se mélangent pas. Cela nécessite donc de gérer l'historique des apports des contaminants (les volumes d'eau et les concentrations). Gomez (2002) a introduit pour cela la gestion de strates : les entrées à chaque pas de temps constituent des strates horizontales d'un certain volume d'eau et d'une certaine concentration. Ces strates circulent de la surface vers la base de la zone non saturée par effet piston.

Deux paramètres supplémentaires ont été introduits par Gomez. Tout d'abord un volume minimum d'eau V_{min} , équivalent à un volume d'eau liée, est imposé et identique dans tous les réservoirs d'une zone non saturée. Le volume d'eau dans chaque réservoir est ainsi toujours supérieur ou égal à ce V_{min} . De plus, un nombre maximal de strates par réservoir est pris en compte, et a été imposé de façon uniforme sur le bassin de la Seine à 50 par Gomez (2002). Lorsque ce nombre maximal est atteint, un mélange des deux strates à proximité du V_{min} est effectué.

Ainsi, dans cette conceptualisation, par le seuil relativement large imposé en ce qui concerne le nombre maximal de strates, on limite les phénomènes de dispersion de solutés dans la colonne. On peut également constater que les volumes dans les réservoirs ne sont pas limités par un volume maximal. Une description détaillée de la dynamique des transferts d'eau et de solutés dans ce modèle, ainsi que des résultats de tests de sensibilité de ce dernier, sont disponibles dans le rapport PIREN de Philippe et al. (2008).

1.2 Metis

Les modèles à bases physiques étant les plus représentatifs des processus chimiques et physiques intervenant dans les milieux non saturés, leur utilisation pour étudier la dynamique de l'eau et des solutés dans les milieux poreux est répandue : Hydrus2D (Crevoisier et al., 2007), SWAP (Marinov et al., 2005), SHETRAN (Système hydrologique européen transport, Ewen et al., 2000), MACRO (Jarvis et al., 2000)...

La modélisation des transferts d'eau repose ainsi sur la résolution de l'équation de Richards (équation 3), qui combine le principe de conservation de la masse (équation 1) et la loi de Darcy (équation 2):

$$\boxed{\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z}} \quad \text{équation 1}$$

Où θ est l'humidité volumique, q le flux et z la profondeur sous la surface du sol.

Le flux est proportionnel au gradient hydraulique et est défini par :

$$\boxed{q = -K \frac{\partial \phi}{\partial z} = K \left(1 - \frac{\partial \psi}{\partial z} \right)} \quad \text{équation 2}$$

Où K est la conductivité hydraulique, ϕ le potentiel hydraulique ($\psi - z$) et ψ le potentiel de pression.

On obtient ainsi :

$$\boxed{\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} \left(K \left(1 - \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) \right)} \quad \text{équation 3}$$

L'équation de Richards est résolue dans Metis par la méthode des éléments finis, grâce aux fonctions de Van Genuchten définissant la courbe de rétention $S_e(\psi)$ et la courbe de conductivité hydraulique $k_r(\psi)$ (Goblet, 2007) :

$$\boxed{S_e = \frac{1}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m}}$$

$$\boxed{k_r = \sqrt{S_e} \left[1 - (1 - S_e^{n/m})^m \right]^2}$$

Avec les paramètres de Van Genuchten suivants : α (L^{-1}), n (-) et $m=1-1/n$.

S_e est la saturation effective. Elle est liée à l'état de saturation du milieu S , à sa saturation maximale S_m et minimale S_r . S_r est la part d'eau qui ne peut pas être déplacée par un gradient de pression. S_m est la part maximale d'eau qui peut être retenue par le milieu durant une phase de saturation.

$$\boxed{S_e = \frac{S - S_r}{S_m - S_r}}$$

Dans notre étude, $S_m=1$ et $S_r=0$. S_e est donc égal à S .

En dépit d'être très précis, ce type de modèle présente plusieurs limites lorsqu'ils sont destinés à être appliqués sur un grand domaine d'étude. En effet, ces modèles sont très sensibles à un certain nombre de paramètres qui ne sont pas toujours disponibles à grande échelle. Puis la résolution de ces équations est coûteuse en temps de calcul.

2 Les améliorations apportées au modèle conceptuel

2.1 Tests de comparaison entre Nonsat et Metis

2.1.1 Stratégie de comparaison

Pour tester la pertinence de notre modèle conceptuel en ce qui concerne les transferts d'eau et de solutés, nous avons procédé à des tests de comparaison entre celui-ci et le modèle à bases physiques Metis. Cependant, ces deux modèles n'utilisant pas les mêmes résolutions physiques, ni les mêmes variables et paramètres (cf. tableau ci-dessous), une stratégie de comparaison a été définie.

Tableau 1 : Paramètres et résolution utilisés dans Nonsat et Metis

	Nonsat	Metis
paramètres	N, Tau, V _{min} , Nbstrates _{max}	K _s , porosité, n, m, alpha
résolution	5m	1cm

- i) Nous avons comparé dans les deux modèles les transferts de polluants passifs dans une colonne de non saturée de 20 mètres de profondeur. Cette épaisseur a été choisie pour combiner des temps de calcul rapide et une certaine représentativité de nos résultats. Dans Nonsat, la surface de la colonne est d'une unité et l'épaisseur est discrétisée en quatre réservoirs de 5 mètres d'épaisseur. Les tests effectués avec Metis portent sur une colonne d'une unité de surface également et la discrétisation verticale est de 1cm.
- ii) Pour mettre en cohérence les deux modèles, nous avons calibré leur transfert de polluants passifs en sortie de la colonne non saturée, ce qui nous intéresse étant les flux apportés à la nappe. Comme tous les paramètres nécessaires à Nonsat sont fixés et disponibles sur le bassin de la Seine, nous avons choisi de calibrer Metis sur notre modèle conceptuel. Pour cette calibration, nous nous sommes basés sur des données disponibles dans la littérature, et en particulier sur l'étude de Carsel et Parrish qui ont déterminé pour différents types de sols des paramètres de Van Genuchten (Van Genuchten et al, 1991).
- iii) Les tests présentés dans cette présentation ont été effectués avec une infiltration constante de 1.728 mm/jour (ie $2 \cdot 10^{-8}$ m/s) et une entrée en nitrates à t=1, 2 et 3 jours.

2.1.2 Résultats des tests de comparaison

On peut constater un certain nombre de différences concernant les transferts d'eau et de solutés entre notre modèle conceptuel et Metis.

Les deux modèles diffèrent tout d'abord significativement en ce qui concerne la représentation des transferts d'eau. On sait en effet d'une part que, dans Nonsat, la vitesse de transfert de l'eau est constante sur toute la colonne (cf. 1.1). Dans Metis en revanche, la vitesse d'écoulement de l'eau vers la nappe est régit par l'équation de Darcy. Ainsi dans le modèle à bases physiques, la vitesse d'écoulement est plus élevée en bas de colonne.

D'autre part, dans Nonsat, une sortie d'eau de la colonne non saturée apparaît dès le premier jour d'infiltration, alors qu'un délai est nécessaire dans Metis pour obtenir une sortie d'eau significative (figure 1).

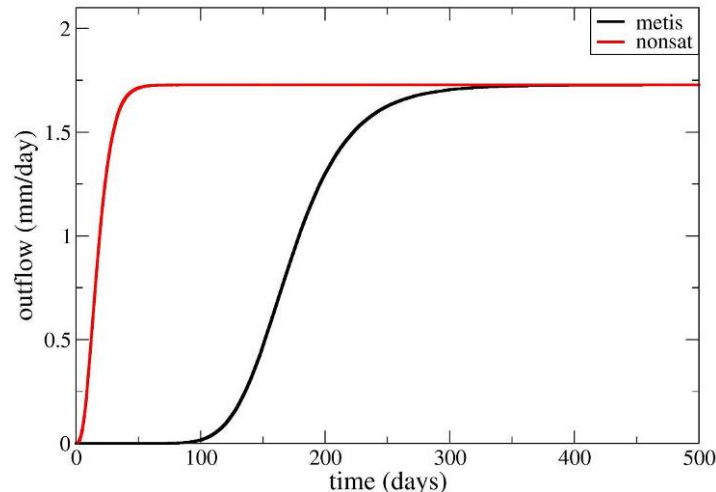


Figure 1 : Débits en sortie de colonne, en noir dans Metis ($\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$; $Ks = 6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25), en rouge dans Nonsat ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$)

Cette dynamique observée dans Nonsat s'explique par le fait que, dans la conceptualisation en cascade adoptée, une infiltration en surface génère une poussée sur les strates de la zone non saturée, qui se traduit immédiatement par une sortie d'eau en bas de colonne, par effet piston. Dans Metis en revanche, une infiltration en haut de colonne génère initialement une augmentation locale, en surface, de la saturation dans la colonne. Un écoulement d'eau dans la nappe n'intervient donc que quand l'augmentation de saturation s'est propagée à toute la colonne.

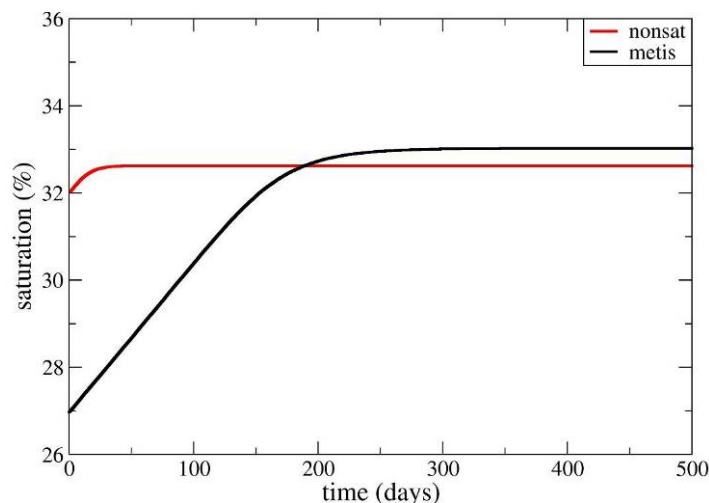


Figure 2 : Evolution des saturations moyennes dans Nonsat en rouge ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$) et dans Metis en noir ($\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$; $Ks = 6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25)

On constate également que, grâce à la calibration, l'équilibre de saturation moyenne dans la colonne est assez similaire entre les deux modèles (autour de 33%, figure 2). Par contre, cet équilibre est atteint beaucoup plus rapidement dans Nonsat (50 jours) que dans Metis (300 jours). Ceci explique que l'équilibre des débits entrant-sortant soit atteint également plus rapidement dans Nonsat que dans Metis (figure 1).

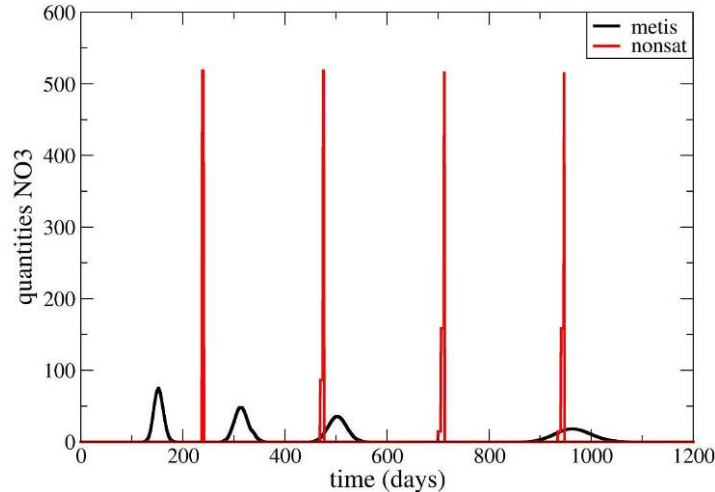


Figure 3 : transferts des nitrates à 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur, en rouge dans Nonsat ($V_{min}=0.40$, $\tau=5$), en noir dans Metis ($\alpha =0,555$; $m=0,51$; $n=2,04$; $Ks=6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25).

Des différences significatives entre les deux modèles apparaissent également en ce qui concerne les transferts de solutés (figure 3). En effet, ceux-ci s’effectuent dans Nonsat sans dispersion et à vitesse constante alors que dans Metis, avec la profondeur, la vitesse de transfert du polluant passif diminue et la dispersion augmente.

La dynamique de transfert de polluants passifs que l’on observe avec notre modèle conceptuel s’explique par le fait que la vitesse de transfert des nitrates à travers la zone non saturée dépend uniquement de paramètres constants sur toute la colonne : le V_{min} , la vitesse d’écoulement et l’infiltration. L’invariabilité de V_{min} et de la vitesse sur toute l’épaisseur de la zone non saturée génère un profil de saturation constant sur toute la colonne (figure 4), d’où une vitesse de transfert constante lorsque l’infiltration est constante. Puis le fait de fixer le nombre maximal de strates à une valeur large, 50 (cf. 1.1), dans chaque réservoir, limite les phénomènes de mélange et donc de dispersion. Dans Metis en revanche, la dynamique de transfert dépend, en plus des paramètres constants « infiltration » et « porosité cinématique », d’un paramètre variable sur toute l’épaisseur de la colonne: la saturation à l’équilibre fixée par la courbe de perméabilité relative $k_r(S)$ (Goblet, rapport EDF, LNHE). Cette saturation augmente avec la profondeur (figure 4) et génère une dilution du soluté, et donc une dispersion et une diminution de sa vitesse de transfert.

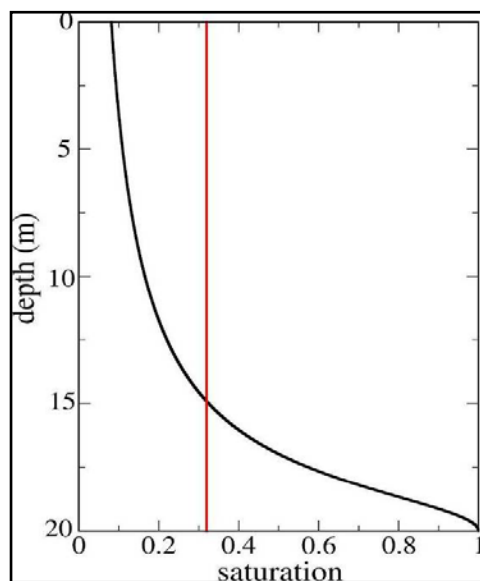


Figure 4: profils de saturation initiale dans Nonsat en rouge ($V_{min}=0.40$, $\tau=5$) et dans Metis en noir ($\alpha =0,555$; $m=0,51$; $n=2,04$; $Ks=6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25).

Le profil de saturation initiale dans les deux modèles a été tracé pour différents niveaux piézométriques

(figure 5). Ce profil est identique quel que soit le niveau de la nappe dans Nonsat. En revanche dans Metis, le profil de saturation est modifié selon la profondeur du niveau piézométrique.

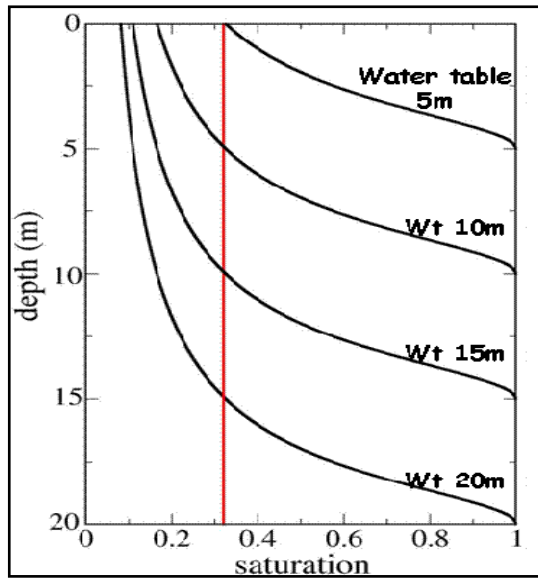


Figure 5: saturation à $t=0$ pour quatre profondeurs de nappe : 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur. Les courbes noires représentent les saturations obtenues avec Metis ($\alpha = 0,5$; $m=0,47$; $n=1,89$; $Ks=6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25), la ligne rouge avec Nonsat ($V_{min}=0.40$, $Tau=5$)

Donc, contrairement à Nonsat, on a dans Metis une relation explicite entre le profil de saturation dans la colonne de non saturée et le niveau piézométrique.

Tableau 2 : Principales différences entre Nonsat et Metis et identifications des causes à l'origine de ces différences.

	Nonsat	Metis
transferts d'eau	<i>Observations</i>	
	-vitesse constante sur toute la colonne et sortie immédiate d'eau en bas de colonne -profil de saturation constant quel que soit l'épaisseur de la colonne	-vitesse augmente avec la profondeur et délai avant d'obtenir une sortie d'eau en bas de colonne. -profil de saturation change en fonction de la profondeur de la nappe
	<i>Causes</i>	
	-le Tau est constant et effet piston -pas de relation explicite avec le niveau de la nappe	-profil de saturation et équation de Darcy -relations de Van Genuchten
transferts de nitrates	<i>Observations</i>	
	-vitesse constante sur toute la colonne -pas de dispersion	-vitesse diminue avec la profondeur -dispersion
	<i>Causes</i>	
	La vitesse dépend de paramètres constants: infiltration, tau et V_{min} . Dispersion limitée par nombre maximal de strates large (50).	La vitesse dépend de paramètres constants (infiltration, porosité) et d'un paramètre variable sur toute l'épaisseur de la colonne: la saturation à l'équilibre fixée par la courbe kr.

Pour corriger ces erreurs dans notre modèle conceptuel et tenter de se rapprocher de la dynamique de transferts obtenue dans Metis (tableau 2), nous avons alors apporté deux modifications à Nonsat.

2.2 Modifications des transferts dans Nonsat

Les principales différences résumées dans le tableau 2 nous ont conduits à intégrer les deux éléments suivants : i) Faire varier le volume d'eau minimum dans les réservoirs en fonction de la profondeur de la nappe (section 2.2.1). ii) Prendre en compte une vitesse d'écoulement variable en fonction du volume d'eau dans les réservoirs (section 2.2.2).

2.2.1 Introduction d'un profil de saturation dans Nonsat : Nonsat profil.

Les tests de comparaison nous ont permis de mettre en évidence une différence majeure entre les deux modèles : Nonsat est caractérisé par un profil de saturation constant à l'équilibre sur toute son épaisseur tandis que Metis a, à l'équilibre, une saturation qui augmente avec la profondeur (figure 4).

Or, ce profil de saturation a été validé par des observations sur de nombreux sites et à de multiples profondeurs (Carsel and Parrish, 1988, Van Genuchten et al., 1991, Brouyère et al. 2004, Serhal et al, 2006, Ndiaye B. et al, 2006, Ireson et al. 2009). Par exemple, la figure ci-dessous présente un profil observé du contenu en eau du sol sur une colonne de 4m.

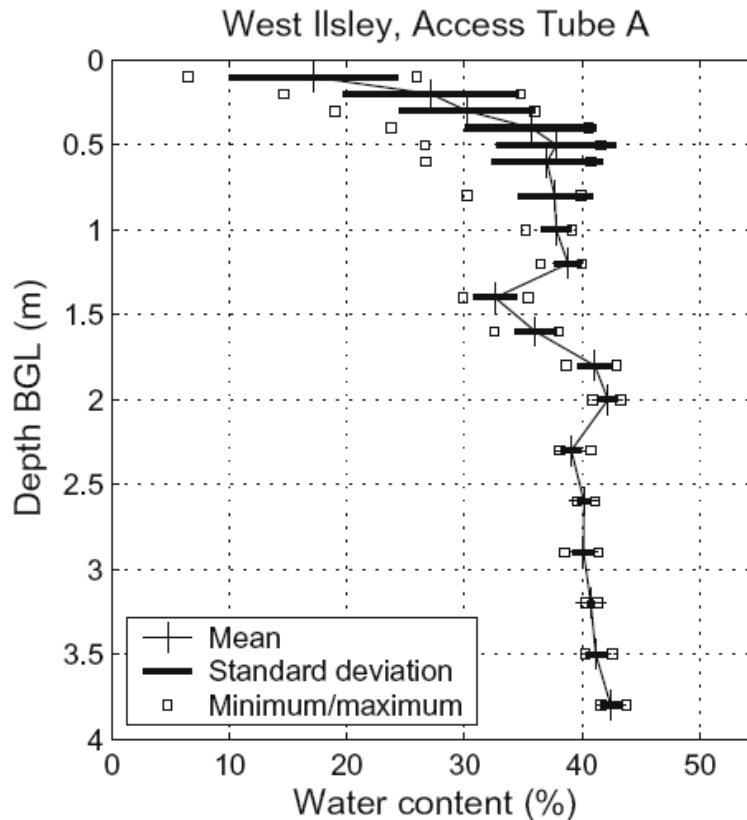


Figure 6: Profil d'humidité d'une colonne de sol située dans la craie à West Ilsley (Angleterre) mesuré entre Janvier et Juillet 2003. Figure tirée de Ireson et al., 2009

Ainsi, un moyen simple d'améliorer le réalisme de notre modèle NONSAT consiste à considérer non plus un profil uniforme de V_{\min} , mais un profil variable avec la profondeur, basé sur l'équation de la courbe de rétention de Van Genuchten.

Un tel profil va modifier la vitesse de transfert des nitrates, puisque la masse d'eau à traverser sera de plus en plus importante lorsqu'on s'approche de la nappe. On espère ainsi obtenir dans notre modèle conceptuel une dynamique de transfert des nitrates plus proche de ce que l'on peut obtenir dans Métis.

L'expression du V_{\min} est alors donnée par l'équation suivante :

$$V_{\min} = \frac{1}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m} \times Surf_{maille} \times \text{épaisseur}_x \times \text{porosité}$$

Avec ψ la différence entre la profondeur de la nappe et la profondeur x de la zone non saturée.

Par l'intégration de cette équation dans notre modèle conceptuel, nous ajoutons donc trois paramètres supplémentaires qui sont constants sur toute l'épaisseur de la colonne non saturée: la porosité, α et n .

Ce profil est défini avec une discrétisation de 1cm sur toute la colonne, puis une intégrale est calculée sur l'épaisseur du réservoir pour obtenir le $V_{\min i}$ de chaque réservoir i . On utilise les mêmes paramètres que dans Metis. On obtient alors un profil de V_{\min} dans la colonne de non saturée (figure 7).

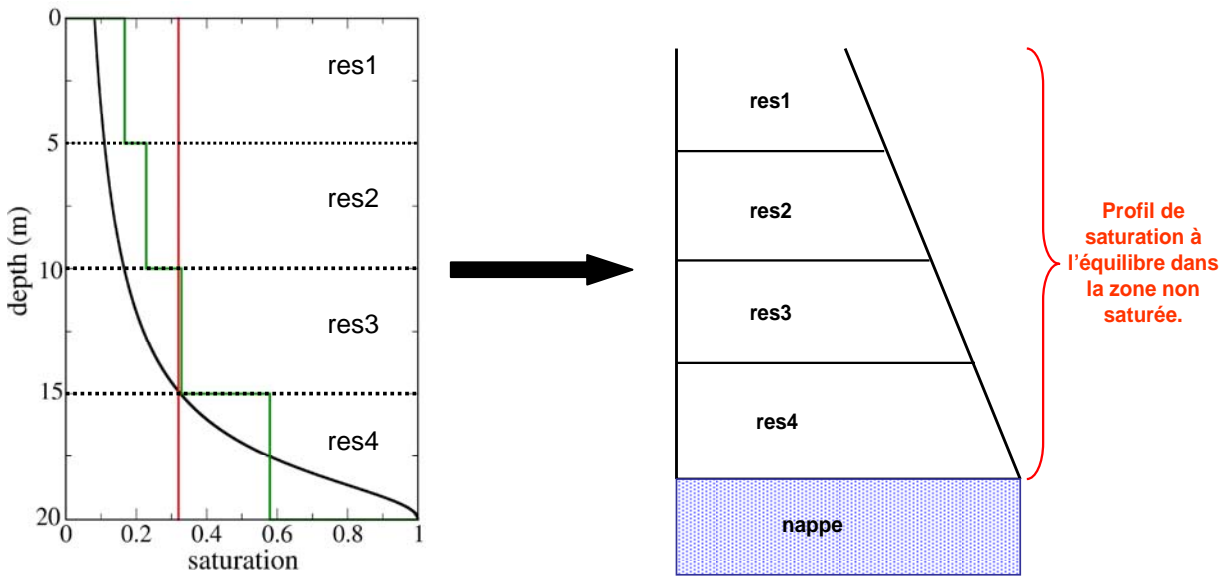


Figure 7 : à droite : Profil de saturation initiale dans Nonsat (rouge), Metis (noir) et Nonsat profil (vert) ; à gauche, schématisation adoptée par la suite pour la représentation de la zone non saturée

Par l'intégration de cette équation, on ne modifie en rien la dynamique de transfert d'eau à travers la colonne de non saturée (figure 8). En effet, cette modification ne portant que sur l'eau liée, elle ne joue pas sur le transfert d'eau libre. Nous conservons donc dans notre modèle une sortie immédiate d'eau en bas de colonne lorsqu'une infiltration intervient. L'intervention de cet effet piston dans notre modèle ne semble cependant pas inappropriée dans notre domaine d'étude. En effet, le bassin de la Seine est constitué pour plus de 60% par de la zone non saturée crayeuse, qui est un milieu caractérisé par un effet piston (Headworth, 1972). Ainsi, après un épisode de précipitations, la charge d'eau entrant en surface provoque une poussée vers le bas du volume d'eau présent dans la colonne et génère une sortie d'eau rapide dans la nappe (de l'ordre de quelques jours). Nonsat restitue donc une dynamique d'eau proche de ce que l'on peut trouver dans des milieux crayeux.

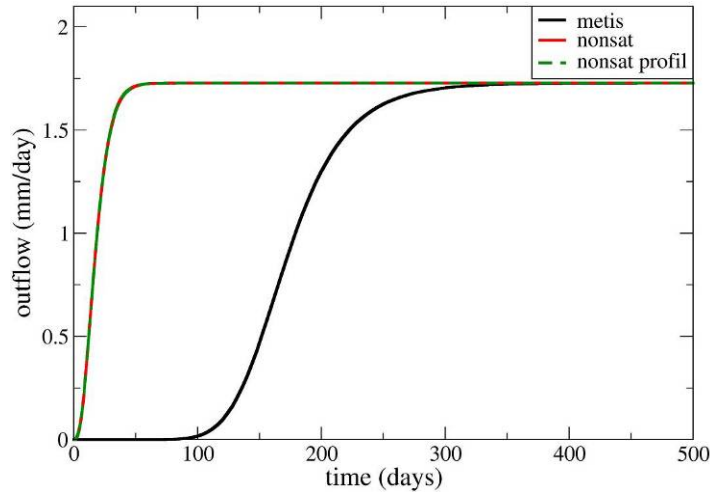


Figure 8 : Débits en sortie de colonne, en noir dans Metis ($\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$; $Ks = 6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25), en rouge dans Nonsat ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$) et en vert dans Nonsat profil ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$, $\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$, porosité=0.25)

Ce profil de V_{min} modifie la saturation moyenne de la colonne non saturée (figure 9). Dans Nonsat profil, cette saturation est plus faible que dans Nonsat et Metis. Ceci est dû au fait que, dans les conditions imposées ici, la mise en place du profil de saturation génère un V_{min} total sur la colonne plus faible que lorsque ce V_{min} est constant dans chaque réservoir. Cependant, l'équilibre de saturation dans Nonsat profil est atteint au même moment que dans Nonsat puisque cette modification ne joue pas sur l'eau liée.

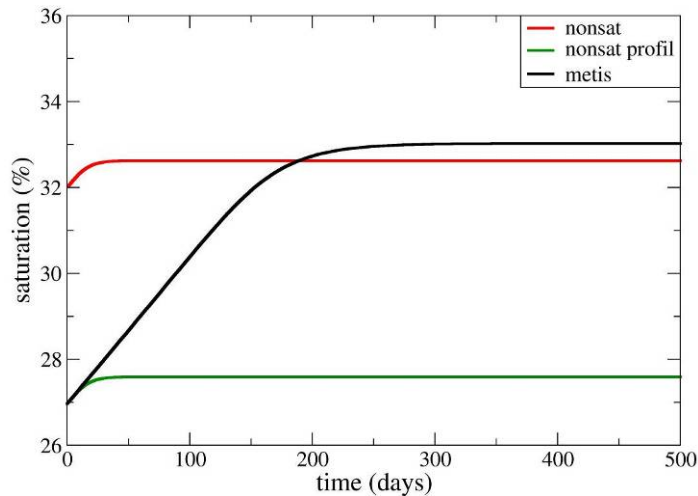


Figure 9 : Evolution des saturations moyennes dans Nonsat en rouge ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$), dans Metis en noir ($\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$; $Ks = 6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25) et dans Nonsat profil en vert ($V_{min} = 0.40$, $\tau = 5$, $\alpha = 0,555$; $m = 0,51$; $n = 2,04$)

En ce qui concerne la dynamique de transfert des nitrates, celle-ci est modifiée de manière significative dans Nonsat profil (figure 10). En effet, on peut constater que, comme dans Metis, la vitesse de transfert des nitrates diminue avec la profondeur et la dispersion augmente en bas de la colonne de non saturée.

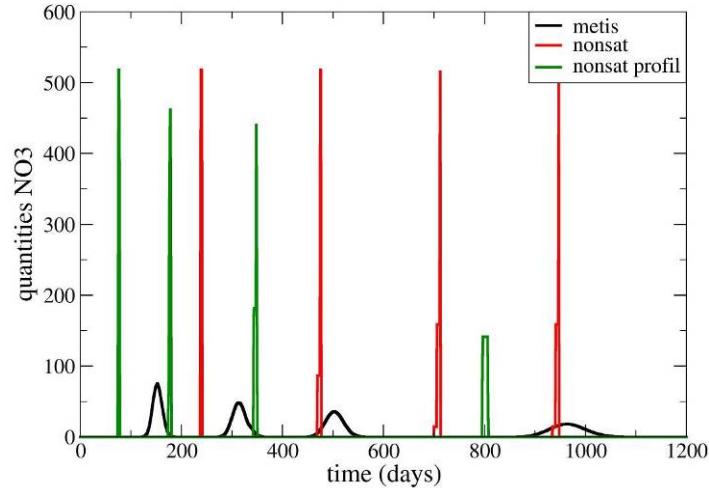


Figure 10 : transferts des nitrates à 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur, en rouge dans Nonsat ($V_{min}=0.40$, $\tau=5$), en noir dans Metis ($\alpha =0,555$; $m=0,51$; $n=2,04$; $Ks=6.5.10^{-5}$ m/s; porosité=0.25 et en vert dans Nonsat profil ($V_{min}=0.40$, $\tau=5$, $\alpha =0,555$; $m=0,51$; $n=2,04$).

Cependant, des différences sont toujours observables lorsqu'on compare Nonsat profil et Metis. Un déphasage des pics transférés est toujours présent et la dispersion est toujours beaucoup plus prononcée dans le modèle à bases physiques.

Pour tenter de réduire ces différences, nous avons donc introduit une vitesse d'écoulement variable dans la zone non saturée de Nonsat.

2.2.2 Modification de la vitesse d'écoulement dans Nonsat : Nonsat profil-vitesse.

L'équation de Darcy rend compte de l'écoulement gravitaire dans un milieu non saturée. Elle exprime la proportionnalité entre la vitesse d'écoulement et le gradient hydraulique. Ainsi, à une profondeur donnée, plus la couche d'eau est importante, plus celle-ci percole rapidement dans le milieu vers le bas.

Dans Nonsat, la vitesse d'écoulement sur toute la colonne est constante. Nous avons alors intégré une vitesse d'écoulement variable dans la colonne. Pour cela, on introduit un coefficient modulant le volume d'eau percolant à travers les réservoirs de notre modèle. Au préalable, nous avons intégré dans notre modèle un volume maximal théorique, égal au produit du volume du réservoir par la porosité. Le coefficient est alors égal au rapport entre le volume du réservoir et le volume maximal théorique de celui-ci.

$$coeff_{V_{out}} = Vol_{res} \max \times porosité$$

$$V_{out} = (Vol_{res} - V_{min}) \times coeff_{vidange} \times coeff_{V_{out}}$$

Ainsi, plus la teneur en eau dans le réservoir est importante, plus le volume d'eau sortant de celui-ci sera conséquent. Dans les exemples suivants, ce volume maximal est égal à 1250000 m³ (pour une surface de 1km², une épaisseur des réservoirs de 5 mètres et une porosité de 0.25).

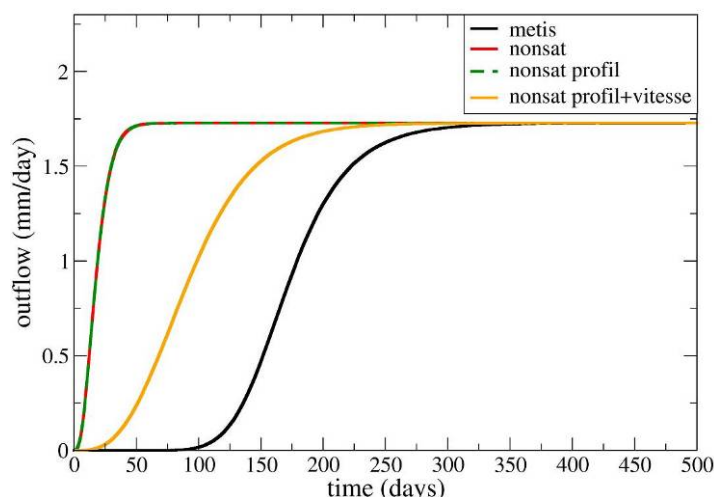


Figure 11 : Débits en sortie de colonne dans Nonsat (rouge), Metis (noir) et Nonsat profil-saturation (vert).

On peut tout d'abord constater que combiner le profil de V_{\min} et une vitesse d'écoulement variable modifie la dynamique des volumes d'eau en sortie de colonne (figure 11). En effet, on obtient toujours une sortie dès le premier jour d'infiltration, mais l'équilibre est atteint plus tardivement que dans Nonsat et Nonsat profil. Cependant l'équilibre est toujours plus précoce que dans Metis. Mais a priori, plus on augmente le nombre de réservoirs, plus on peut gérer des petites valeurs de coefficients et donc avoir des vitesses de transfert faible en haut de colonne. Obtenir une dynamique de sortie de l'eau plus proche de celle de Metis semble donc possible.

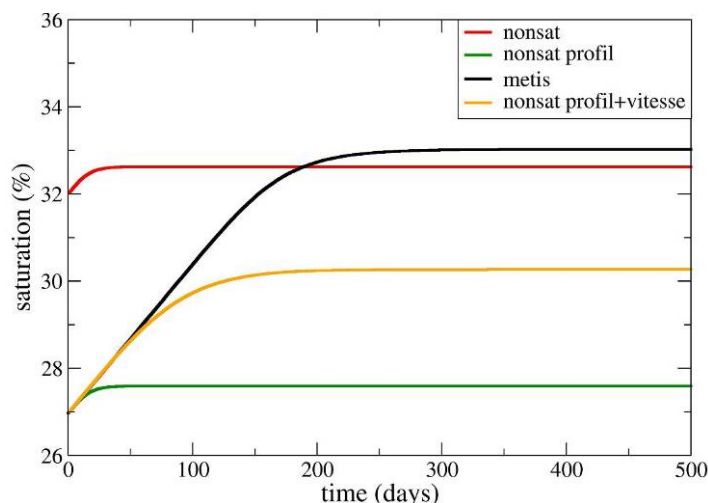


Figure 12 : Evolution des saturations à chaque sections de 5 mètres dans Nonsat (rouge), Metis (noir) et Nonsat new1 (vert).

La vitesse de circulation de l'eau à travers la cascade étant réduite, on obtient, en plus d'un équilibre des débits entrant-sortant de la colonne plus tardif par rapport au Nonsat original (figure 11), une accumulation plus importante d'eau dans chaque réservoir. L'équilibre de saturation est plus long à atteindre que dans Nonsat ou Nonsat profil. Ainsi, on se rapproche de la dynamique de saturation obtenue avec Metis.

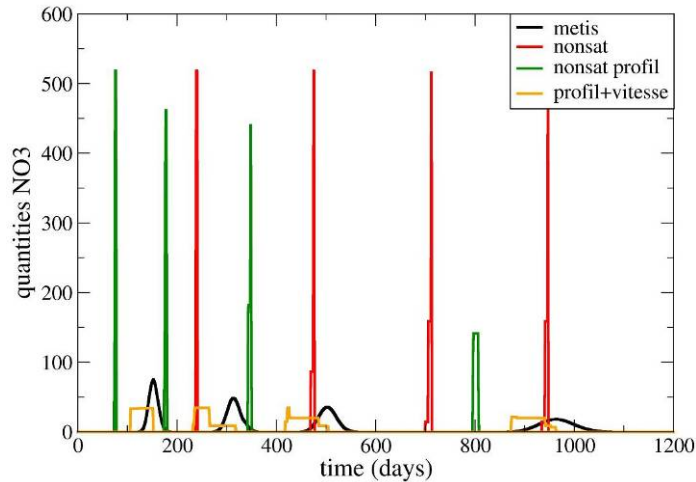


Figure 13 : Transfert des nitrates à 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur dans Nonsat (rouge), Metis (noir) et Nonsat avec la modification.

Combiner un profil de saturation et une vitesse d'écoulement variable dans la colonne non saturée permet également d'améliorer considérablement les transferts de solutés dans la zone non saturée (figure 13). On peut en effet constater que dans Nonsat profil+vitesse, on a un bien meilleur phasage des pics de solutés à 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur avec Metis, et une plus grande dispersion du signal.

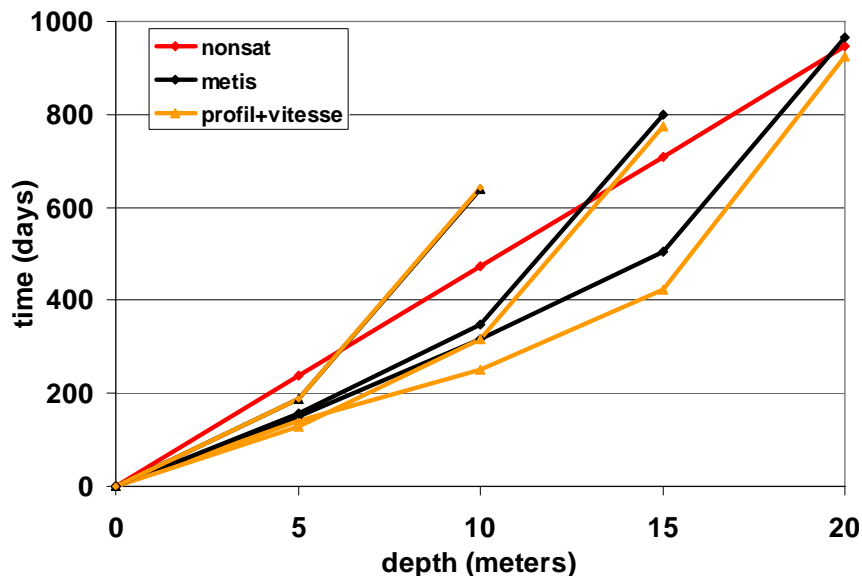


Figure 14 : Temps de transfert en jours des nitrates à 5, 10, 15 et 20 mètres de profondeur pour trois profondeurs de nappe obtenus avec Nonsat (noir), Metis (rouge) et Nonsat profil+vitesse (orange).

La figure 14 résume l'amélioration des performances obtenues pour différentes profondeurs de la zone non saturée avec cette nouvelle version de Nonsat. On constate que l'amélioration est générale. Ainsi, entre un Métis calé sur le modèle original Nonsat à 20 mètres et ce dernier, l'erreur à 15 mètres et 10 mètres atteint respectivement environ 200 jours. Nonsat profil+vitesse présente une erreur plus faible.

L'amélioration est encore plus marquée lorsque, avec les mêmes paramètres, on regarde les transferts de solutés pour une nappe à 15 ou 10 mètres de profondeur. En effet, lorsque la nappe est située plus proche de la surface, les premiers mètres de sol de la zone non saturée sont plus humides. Les polluants doivent donc s'écouler à travers une masse d'eau plus importante, ce qui ralentit leur progression. Ce phénomène est bien restitué dans notre modèle grâce à la prise en compte de l'équation de Van Genuchten, et on retrouve bien une évolution de la vitesse de transfert des nitrates selon le niveau piézométrique.

Dans la figure 14, on considère que le niveau de la nappe correspond à l'épaisseur de la zone non saturée. Sans le nouveau calcul de V_{\min} , la vitesse de transfert des nitrates est constante dans chaque réservoir, car elle ne dépend que du nombre de réservoirs et du coefficient de vidange. En revanche, dans Nonsat profil+vitesse, par la mise en place du profil de V_{\min} , le volume d'eau des réservoirs situés près de la nappe est très important, ce qui génère une vitesse de transfert faible. Ainsi, plus on s'éloigne de la nappe, plus le volume d'eau lié est réduit, et donc plus le transfert des nitrates est rapide, comme dans Métis. La différence entre les temps de transfert des nitrates entre une nappe (et donc une épaisseur de la zone non saturée) à 5 mètres et à 20 mètres est donc plus faible dans la version Nonsat profil+vitesse que dans la version initiale de Nonsat.

L'approche adoptée présente donc l'avantage de permettre une prise en compte du niveau de la nappe dans le modèle. Ainsi, il est envisageable de simuler explicitement l'effet du battement de nappe sur les transferts dans la zone non saturée.

3 Prise en compte du battement de nappe dans Nonsat

Les variations des niveaux piézométriques modifient de manière significative la dynamique souterraine de contamination en nitrates, via une modification de l'épaisseur de la zone non saturée et des effets de lessivage. Un module de battement de nappe a donc été intégré dans Nonsat. La prise en compte de ce phénomène a été facilitée par le fait que le volume minimal dans chaque réservoir dépend explicitement du niveau de la nappe.

Nous présenterons dans un premier temps la méthode adoptée pour modéliser ces battements de nappe et, dans un second temps, des tests de sensibilité et de comparaison avec Metis.

3.1 Le principe du battement de nappe dans Nonsat

Nous avons vu précédemment qu'à un niveau piézométrique donné correspond un profil de saturation à l'équilibre dans la zone non saturée. La question qui se pose, c'est comment évolue ce profil de saturation lors d'une évolution du niveau de la nappe ?

Pour répondre à cela, nous nous basons sur 2 hypothèses :

1. on suppose un équilibre instantané du profil de saturation de la ZNS avec le niveau piézométrique
2. on suppose que lorsque le volume d'eau dans la ZNS augmente, l'eau provient de la nappe

Ainsi, deux types d'échanges avec la nappe interviennent dorénavant dans notre modèle: un écoulement gravitaire via la cascade de Nash et un échange d'eau par variation du niveau piézométrique.

L'hypothèse de l'équilibre hydrostatique instantané dans la colonne de non saturé revient dans notre cas, à considérer qu'il se produit à un pas de temps infra journalier.

En pratique, dans notre modèle, nous ne distinguons pas de zone au sein de laquelle 'cohabiteraient' des eaux de la nappe et de la zone non saturée qui seraient soumises à des échanges diffusifs, jusqu'à ce qu'un équilibre osmotique soit atteint. On suppose plus simplement que toute l'eau au-dessus du nouveau niveau de la nappe appartient à la zone non saturée. Les transferts y sont alors simulés par Nonsat. En dessous se situe la zone saturée dont les transferts sont simulés par Modcou. Les deux types de milieux restent distincts, leur épaisseur varie selon les variations de niveaux piézométriques et les interactions se font via des échanges de flux (d'eau et de polluants) entre la nappe et la zone non saturée.

Ainsi, si l'on considère une montée de nappe, deux processus opposés se produisent :

- i) L'eau et les polluants de la zone non saturée qui se trouve dans la zone non saturée sont considérés comme instantanément transmis à la nappe. Cela génère un lessivage plus précoce des nitrates en bas de colonne.
- ii) L'hypothèse d'équilibre hydrostatique instantané implique qu'à chaque battement de nappe, le volume d'eau liée dans chaque réservoir au-dessus de la nappe se met instantanément à l'équilibre. Ainsi, dans le cas d'une montée de nappe, ceci implique une augmentation du volume d'eau liée dans la zone non saturée. Ce volume est supposé provenir de la nappe. Il est

alors prélevé dans la nappe et injecté dans la zone non saturée par capillarité. Une montée de nappe se traduit donc par un flux de la nappe vers la zone non saturée (perte pour la nappe, gain pour la zone non saturée). Ce flux joue sur la dynamique de l'eau et des nitrates dans la colonne. En effet, ce prélèvement ralentit de fait la montée de la nappe. Parallèlement à cela, l'écoulement d'eau de la zone non saturée vers la nappe est plus rapide puisque l'épaisseur de la zone non saturée est réduite. A l'opposé, les polluants qui sont encore dans la zone non saturée auront une vitesse de transfert ralentie puisque le volume de rétention est plus fort.

Les mêmes principes s'appliquent pour la descente de nappe. Les paragraphes ci-dessous détaillent l'algorithme suivi.

3.2 La conceptualisation

3.2.1 La montée de nappe

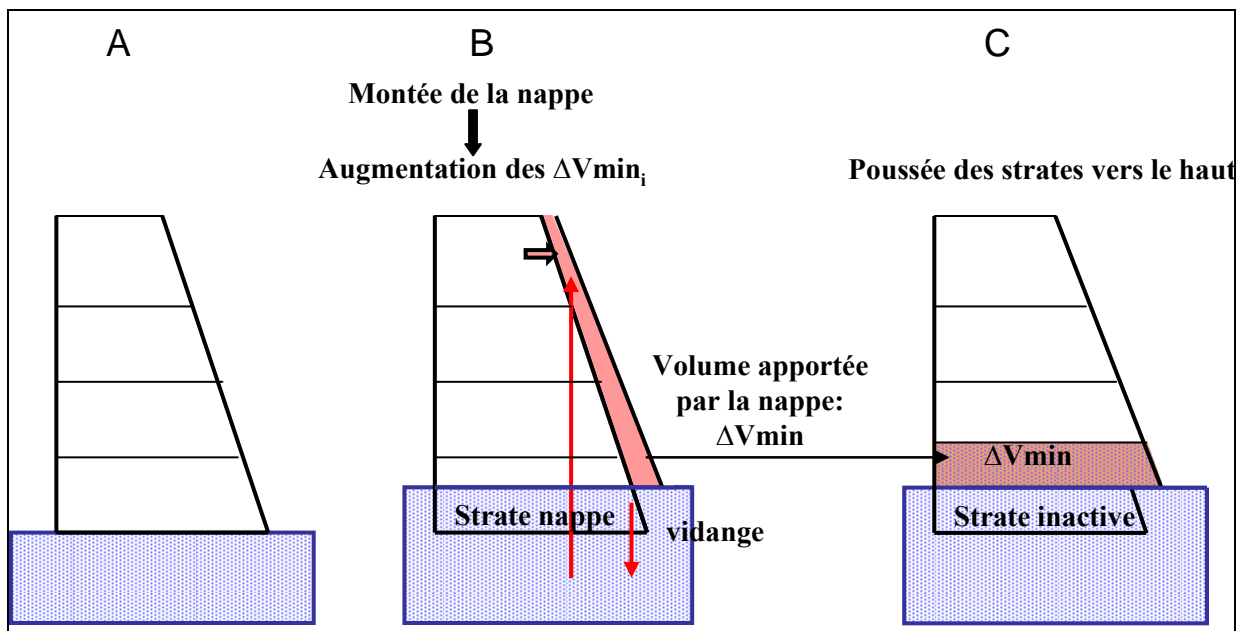


Figure 15: Schématisation de la mise à l'équilibre de la zone non saturée lors d'une montée de nappe

La zone non saturée est initialement à l'équilibre de saturation (figure 15A, cf. explication figure 7). On considère une montée du niveau de la nappe. Les strates saturées par la montée du niveau piézométrique sont tout d'abord vidangées dans la nappe (alimentation de la nappe par des flux d'eau et de polluants) puis constituent une « strate nappe » (figure 15B) dont la concentration est égale à celle de la nappe.

La strate nappe n'intervient pas dans la cascade de Nash, et cela revient donc à réduire l'épaisseur de la zone non saturée. Cependant, il est plus simple pour notre modèle de gérer une strate inactive, que de gérer une variation de l'épaisseur des réservoirs dans le temps, l'espace et la profondeur.

Le volume d'eau liée dans chaque réservoir de la zone non saturée augmente, c'est le ΔV_{min_i} (figure 15B, zone rouge). La somme de ces ΔV_{min_i} est le ΔV_{min} . Une strate d'un volume égal à ΔV_{min} , provenant de la nappe et d'une concentration égale à celle-ci, est alors ajoutée dans le réservoir le plus profond, au-dessus du niveau piézométrique (figure 15C). Cette strate est mélangée à un volume équivalent d'eau de la zone non saturée, toujours au-dessus de la strate nappe. Ainsi, cet ajout d'eau de la zone saturée ne consiste pas seulement à augmenter le volume d'eau dans la colonne, il influence également la dynamique de transfert des

solutés par le mélange généré¹.

Pour chaque réservoir, on calcule enfin un trop plein, équivalent à la différence entre le ΔV_{min} et le $\Delta V_{min,i}$. Un volume équivalent à ce trop plein est identifié en haut d'un réservoir i . Ce volume, constitué d'une ou plusieurs strates entières ou non, est alors injecté à la base du réservoir du dessus ($i-1$). On pousse ainsi les strates vers le haut. Un nouveau trop plein est identifié en haut du réservoir $i-1$ et est injecté à la base du réservoir $i-2$, et ainsi de suite, jusqu'au réservoir de la zone non saturée le plus près de la surface.

Le volume dans chaque réservoir a ainsi augmenté de $\Delta V_{min,i}$, et le nouveau profil V_{min} est mis en place.

A ce stade, si le nombre de strate maximal est dépassé dans un réservoir, un mélange de strates au niveau du V_{min} est effectué.

3.2.2 La descente de nappe

On considère une zone non saturée à l'équilibre de saturation (figure 16A). La nappe descend, la zone non saturée va donc s'approfondir. Dans chaque réservoir, le volume à l'équilibre hydrostatique diminue. Le $\Delta V_{min,i}$ est donc négatif. Le volume d'eau « désaturé » par la baisse du niveau de nappe est constitué d'une strate de concentration égale à celle de la nappe (figure 16B). Cette strate participe activement aux transferts d'eau et de solutés via la cascade de Nash.

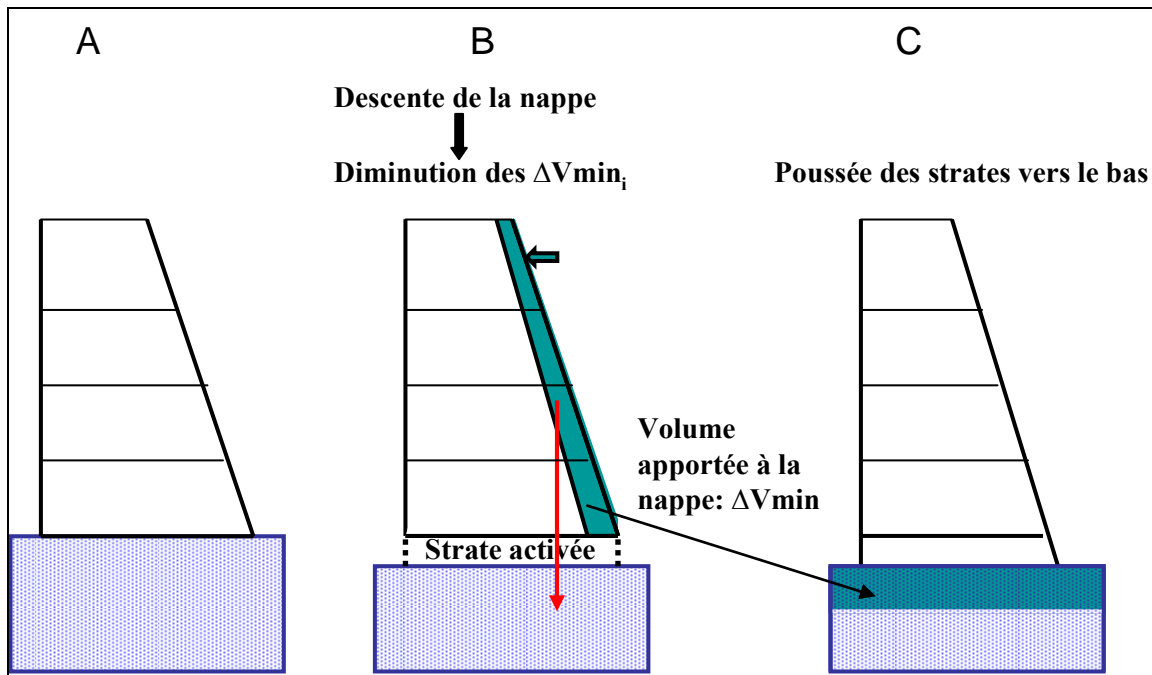


Figure 16: Schématisation de la mise à l'équilibre de la zone non saturée lors d'une baisse du niveau de la nappe.

Le nouveau profil à l'équilibre de saturation dans la zone non saturée conduit à un volume d'eau liée plus faible dans la colonne (figure 16B, zone verte). On part du réservoir situé en haut de la zone non saturée. Le trop plein de ce réservoir ($\Delta V_{min,i}$) est calculé à la base de celui-ci et est injecté en haut du réservoir suivant. Les strates sont ainsi poussées vers le bas. Le trop plein du second réservoir est identifié à sa base et poussé en haut du troisième réservoir, et ainsi de suite jusqu'au réservoir le plus profond. Dans ce dernier, le trop

¹ Deux cas sont alors possibles : soit le volume présent dans le réservoir au-dessus de la strate nappe est supérieur ou égal à $2 \cdot \Delta V_{min}$, soit il est inférieur. Dans le premier cas, les strates, entières ou non, comprises dans ce volume identifié seront mélangées. Dans le second cas, on mélange dans le réservoir tout le volume situé au-dessus de la strate nappe. Et, si le réservoir considéré n'est pas le réservoir le plus en surface dans la colonne non saturée, on mélange avec le volume manquant qui sera identifié à la base du réservoir $i-1$. Ainsi, on génère un mélange entre le volume d'eau apporté par la nappe et un volume d'eau présent dans la zone non saturée.

plein, équivalent au ΔV_{\min} , est identifié au-dessus de la strate-nappe et est directement injecté dans la zone saturée (figure 16C).

Le nouveau profil de V_{\min} est ainsi mis en place dans la colonne. Si le nombre de strate maximal est dépassé à ce stade dans un réservoir, un mélange de strates au niveau du V_{\min} est effectué.

3.2.3 La cascade de Nash

Une fois que le nouveau niveau piézométrique a été pris en compte dans la zone non saturée, et que le nouveau V_{\min} a été mis en place, le transfert d'eau et de solutés via la cascade de Nash se met en place. Celle-ci joue sur le volume d'eau de chaque réservoir qui n'est pas à l'équilibre avec la nappe, V_{\sup} :

$$V_{\sup} = Vol_{res} - V_{\min}$$

Le principe de la cascade n'est pas modifié. En revanche, on y fait intervenir dorénavant un volume maximal des réservoirs ($Vol_{res,max}$). Ainsi, tout ce qui dépasse ce $Vol_{res,max}$ dans les réservoirs est écoulé vers le bas. En outre, l'épaisseur de la zone non saturée variant, la vitesse de transfert du V_{\sup} varie avec les battements de nappe.

3.3 Validation sur des cas simples

Des tests très simples de montée et de descente de nappe ont été réalisés avec cette nouvelle version de Nonsat. Les résultats ont été comparés à ce que l'on obtient sans battement de nappe avec cette version, et avec ce que l'on obtient avec le modèle à bases physiques Metis.

Les paramètres imposés dans Metis sont ceux déterminés lors de la phase de calage pour les tests de comparaison entre les deux modèles. Dans la nouvelle version de Nonsat, on utilise alors les mêmes paramètres (α et n) que dans Metis.

3.3.1 La montée de nappe

On considère un niveau de la nappe à 20 mètres de profondeur et une montée de ce niveau de 1cm par jour pendant 1500 jours. La nappe stagne ensuite à 5 mètres de profondeur. Une infiltration constante de 1.7mm/jour (2.10^{-8} m/s) est imposée en haut de la colonne non saturée et des nitrates entrent en surface durant les trois premiers jours de la simulation.

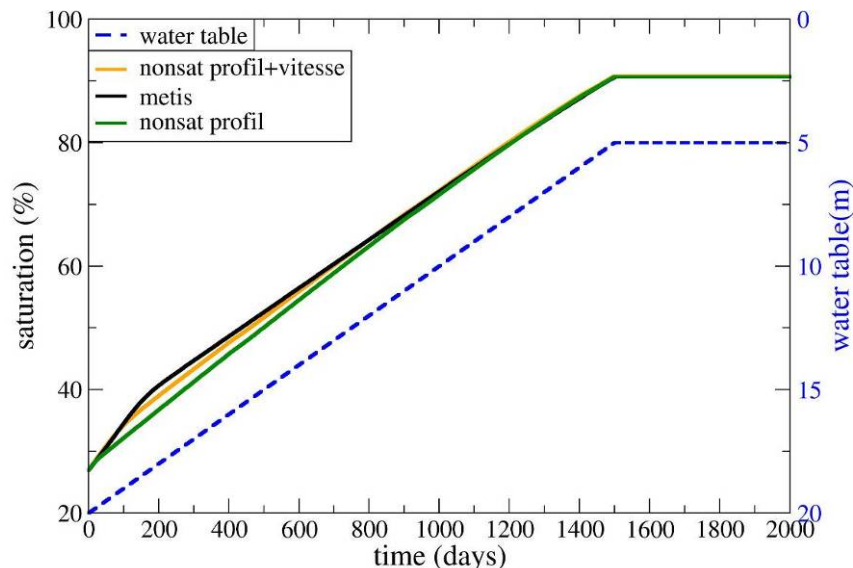


Figure 17 : Evolution des saturations moyennes dans Nonsat profil (vert), Nonsat profil+vitesse (orange) et Metis (noir).

Les saturations initiale (pas de temps 0) et à l'équilibre (pas de temps 1500) sont quasiment identiques dans Metis, Nonsat profil et Nonsat profil+vitesse (figure 17). En revanche, leur évolutions durant la montée de la

nappe diffèrent légèrement. Dans Metis, on observe initialement une augmentation plus importante de la saturation par rapport aux versions de Nonsat. Cette différence est due au fait que dans le modèle conceptuel, l'infiltration en haut de colonne génère immédiatement une sortie en bas de colonne. L'eau ne s'accumule donc pas en haut de la zone non saturée. Dans Metis en revanche, l'infiltration génère initialement une augmentation en surface de la saturation. Il faut attendre que cette augmentation de saturation se propage à toute la colonne pour obtenir un volume d'eau à sa sortie. On constate cependant que l'écart de saturation initiale est très réduit entre Metis et Nonsat profil+vitesse.

La bonne comparaison entre l'évolution des saturations de Nonsat et de Métis est une indication indirecte que notre hypothèse d'équilibre instantané du profil de saturation n'est pas aberrante.

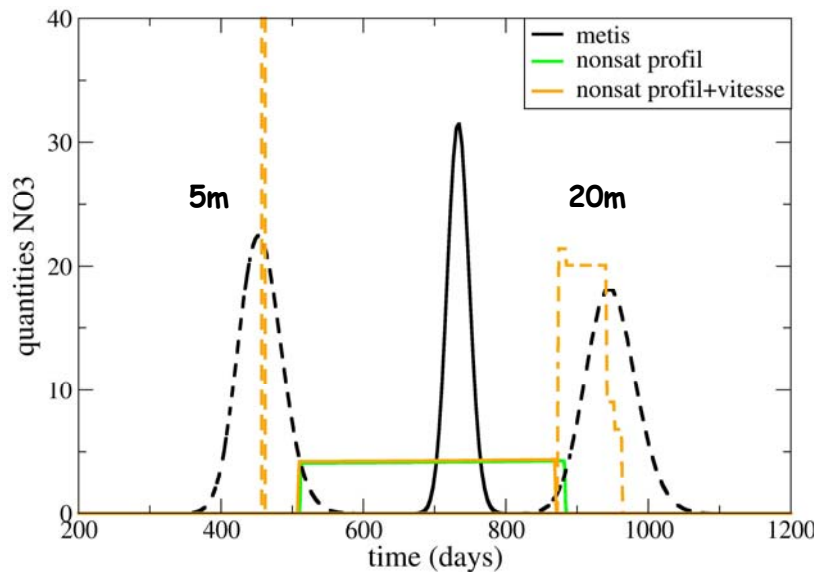


Figure 18 : Transfert des nitrates en sortie de colonne lors d'une montée de la nappe dans Metis (noir continu), Nonsat profil (vert) et Nonsat profil+vitesse (orange). Les courbes pointillées représentent les transferts des nitrates en sortie de la colonne Metis (noir) et Nonsat profil+vitesse (orange) lorsque la nappe est stationnaire à 5 et 20 mètres de profondeur.

En ce qui concerne la dynamique de transfert des nitrates, on peut constater tout d'abord que prendre en compte une montée de nappe dans notre modèle génère des dynamiques de transfert des solutés très différentes de ce qu'on peut obtenir lorsque la nappe stagne à 20 ou à 5 mètres de profondeur (figure 18).

En effet, d'une part, la vidange des nitrates dans la nappe est plus tardive que lorsque la nappe est située à 5 mètres, et plus précoce que lorsque la nappe stagne à 20 mètres de profondeur. Ceci s'explique évidemment par le fait que plus la nappe est haute, plus le début du lessivage des nitrates intervient tôt. Cependant, on peut constater que dans le cas de montée de nappe, le début du lessivage apparaît à environ 500 jours, c'est-à-dire lorsque le niveau de la nappe est situé à environ 15 mètres de profondeur. On aurait donc pu s'attendre à des résultats plus comparables à ce qui se passe lorsque la nappe est stationnaire à 20 mètres de profondeur. Or on constate que le temps de transfert des nitrates se situe à un temps médium entre une nappe stationnaire à 5 mètres et à 20 mètres. Ceci est dû au fait que la mise en place du profil de V_{\min} introduit de l'eau dans la zone non saturée. Or plus la teneur en eau est importante, plus la vitesse de transfert des polluants est ralentie. Cette observation est également valable pour Metis. On peut en effet constater que dans le cas d'une montée de nappe, le lessivage intervient dans le modèle à bases physique à partir de 700 jours, c'est-à-dire lorsque le niveau de la nappe est situé à environ 13 mètres de profondeur. On pouvait donc s'attendre à ce que le transfert des nitrates à la nappe s'effectue à un pas de temps intermédiaire entre la sortie des solutés avec une nappe stationnaire à 5 mètres et à 20 mètres. Or, l'augmentation de la teneur en eau dans la zone non saturée générée par la montée de la nappe engendre une diminution de la vitesse de transfert des solutés à la nappe. On obtient donc une sortie plus tardive des nitrates de la colonne non saturée

La prise en compte du battement de nappe dans notre modèle conceptuel génère donc, comme dans Metis, une modification de la vitesse de transfert des nitrates à travers et en sortie de la zone non saturée.

On peut cependant également observer une différence quant à la durée de sortie des nitrates de la colonne entre les deux modèles. Dans Nonsat profil et Nonsat profil+vitesse, le flux de nitrates en sortie de colonne est beaucoup plus étendu dans le temps que dans Metis. Ce phénomène doit être lié au fait que dans notre modèle, le volume d'eau apportée par la nappe est mélangé à un volume d'eau équivalent de la zone non saturée. On dilue donc les nitrates présents à la base de la zone non saturée.

3.3.2 La descente de nappe

On considère un niveau de la nappe initiale à 5 mètres de profondeur. Le niveau piézométrique descend de 1cm par jour pendant 1500 jours. Une infiltration constante de 1.7 mm par jour est imposée durant toute la simulation et on considère une entrée en nitrates durant les trois premiers jours en haut de colonne.

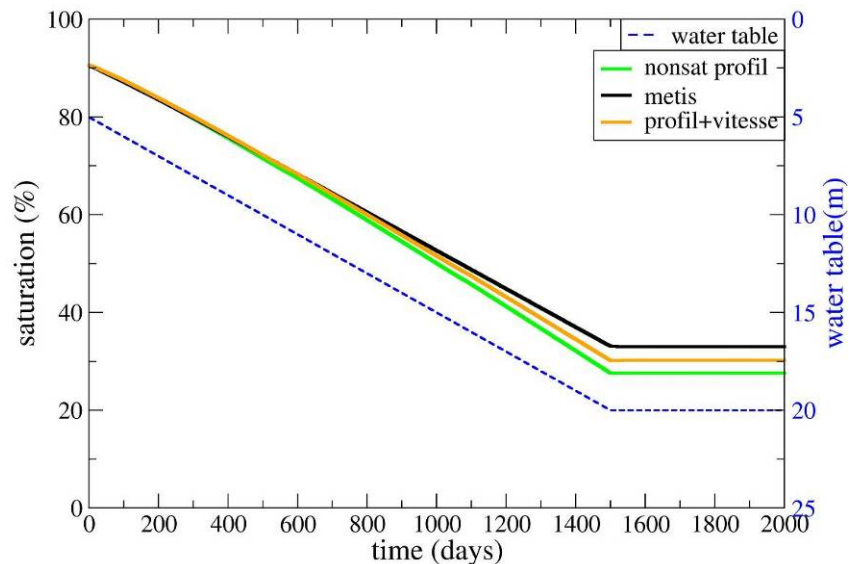


Figure 19 : Evolution des saturations moyennes dans Nonsat profil (vert), Nonsat profil+vitesse (orange) et Metis (noir).

L'évolution des saturations dans les trois modèles est très similaire. En revanche, lorsque la nappe stagne à 20 mètres de profondeur, la saturation dans Nonsat profil et Metis est assez différente. Cette différence est réduite avec Nonsat profil+vitesse. Avec un calage approprié du coefficient modulant les vitesses d'écoulement dans la colonne Nonsat, on devrait pouvoir se rapprocher davantage de la dynamique de saturation de Metis.

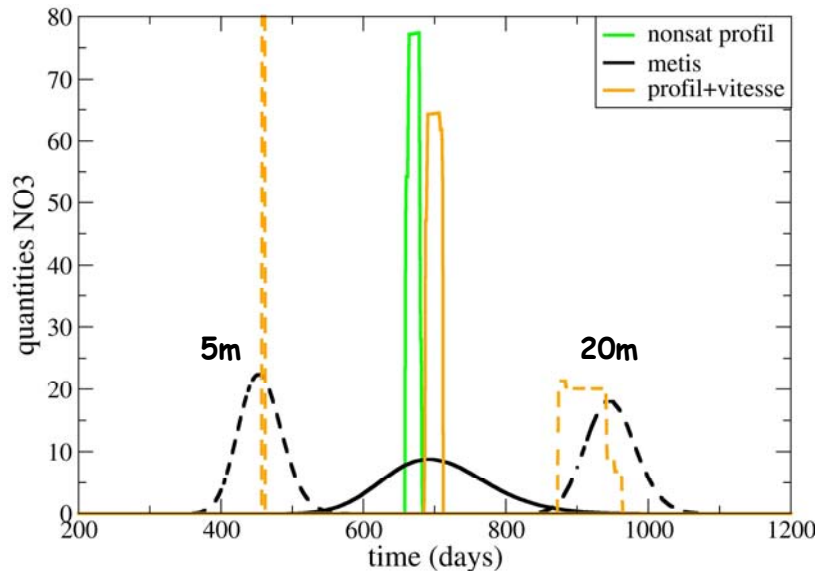


Figure 20: Transfert des nitrates en sortie de colonne lors d'une descente de la nappe dans Metis (noir continu), Nonsat profil (vert) et Nonsat profil+vitesse (orange). Les courbes pointillées représentent les transferts des nitrates en sortie de la colonne Metis (noir) et Nonsat profil+vitesse (orange) lorsque la nappe est stationnaire à 5 et 20 mètres de profondeur.

On retrouve ici un bon phasage des sorties de nitrates entre Nonsat profil et Metis. Ce phasage est encore meilleur avec Nonsat profil+vitesse. On a cependant toujours une dispersion beaucoup plus marquée dans Metis que dans Nonsat.

Comme nous l'avons observé pour le cas de la montée de la nappe, la dynamique de sortie de colonne des nitrates est significativement différente lors d'une descente de nappe qu'à un niveau piézométrique fixée à 5 ou 20 mètres de profondeur. La sortie intervient ici lorsque la nappe est située à environ 11.5 mètres de profondeur (650 jours). Or, le fait d'avoir des volumes d'eau élevés dans la zone non saturée dès le début de la simulation génère des vitesses de transfert faibles, d'où un transfert des nitrates à la nappe tardif dans les deux modèles.

3.3.3 Cas plus réalistes...

On considère un niveau de la nappe à 20 mètres de profondeur. On suppose un battement de nappe avec un cycle annuel marquée d'amplitude 5 mètres. Cela se traduit par un niveau piézométrique variant selon une sinusoïde d'amplitude 5 et de période 365 jours.

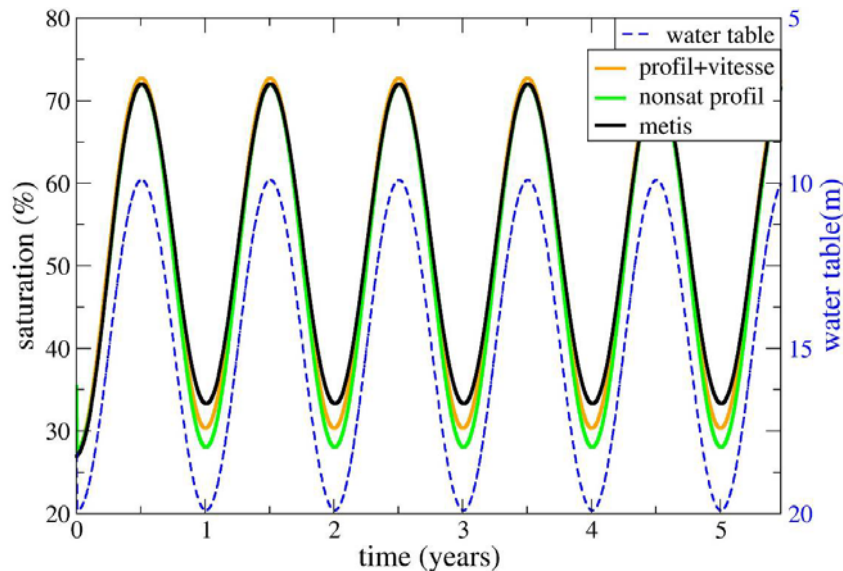


Figure 21 : Evolution des saturations moyennes dans Nonsat profil (vert), Nonsat profil+vitesse (orange) et Metis (noir).

Ici encore, on trouve un assez bon accord entre Metis et Nonsat profil. Cependant, lorsque le niveau de la nappe est au plus bas, l'écart de saturation entre les deux modèles est prononcé. Cet écart est réduit avec Nonsat profil+vitesse.

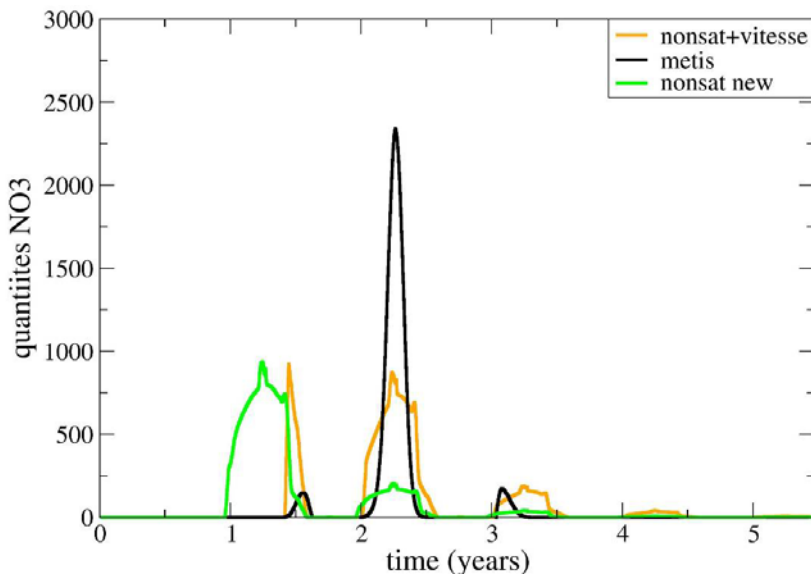


Figure 22 : Transfert des nitrates en sortie de colonne lors d'une montée de la nappe dans Nonsat profil (vert), Nonsat profil+vitesse (orange) et Métis (noir).

Pour ce qui concerne les flux de nitrates, on constate cette fois ci une sortie sous forme de 3 pics distincts dans Metis, et la majorité des solutés sort après la deuxième année de simulation. Cette sortie sous forme de trois pics se retrouve également avec Nonsat profil. Le phasage des pics est assez comparable entre ces deux modèles, mais leurs amplitudes sont très différentes puisque dans Nonsat profil, la majorité des solutés sort avant la deuxième année de simulation.

La réactivité de Nonsat profil+vitesse est bien mieux calée avec celle de Metis puisque l'essentiel des solutés sort après la deuxième année de simulation, comme dans le modèle à bases physiques.

4 Conclusion :

Pour tenter d'améliorer la modélisation des transferts de solutés sur le bassin de la Seine, nous avons

souhaité améliorer la modélisation de leurs transferts à travers la zone non saturée. En effet, cette zone étant caractérisée par des vitesses de transfert faibles et par des épaisseurs pouvant atteindre 150 mètres sur le bassin de la Seine, elle peut générer des effets très différés dans le temps entre une contamination en surface et un impact sur la ressource souterraine. La zone non saturée a donc des effets très importants sur la dynamique de contamination souterraine en solutés.

Le modèle de transferts d'eau et de solutés à travers la zone non saturée que nous utilisons étant très simplifiée, nous avons dans un premier temps tester sa pertinence en le comparant à un modèle à bases physiques. Les résultats ont montré que notre modèle conceptuel restitue des dynamiques de transfert très différentes du modèle à bases physiques. Pour se rapprocher de ce que l'on peut obtenir avec le modèle mécaniste, nous avons donc intégré deux modifications dans Nonsat. Dans un premier temps, la prise en compte d'un profil de saturation a permis d'améliorer significativement la dynamique de transfert des solutés, sans changer la dynamique de transfert de l'eau dans la colonne. Comme dans Metis, la vitesse de transfert des solutés diminue en bas de la zone non saturée, et la dispersion augmente. La prise en compte dans notre outil d'une vitesse d'écoulement variable dans la zone non saturée améliore encore davantage les transferts dans la zone non saturée puisqu'on obtient dorénavant un bon phasage des pics de solutés transférés entre Nonsat et Metis, et une meilleure adéquation des dispersions.

Dans un second temps, nous avons intégré un module de battement de nappe dans notre outil de modélisation. Cette prise en compte des fluctuations de niveaux piézométriques a été facilitée par le fait que l'intégration du profil de saturation dans Nonsat introduit explicitement une relation entre les transferts de solutés dans la zone non saturée et le niveau de la nappe. Pour prendre en compte les variations de niveaux piézométriques dans notre modèle, nous avons supposé un équilibre hydrostatique instantané. Ainsi, pour obtenir le nouvel équilibre de saturation dans la zone non saturée suite à une variation du niveau de nappe un volume d'eau est apporté par la nappe ou est évacuée dans celle-ci. Deux types d'échanges interviennent donc dorénavant dans notre outil : un écoulement gravitaire via la cascade de réservoirs et un échange d'eau avec la nappe pour la mise en place du nouvel équilibre de saturation dans la zone non saturée.

Des tests de comparaison, effectués avec des variations plus ou moins complexes du niveau de la nappe, ont permis de mettre en évidence une assez bonne adéquation des dynamiques de saturation et de transferts de solutés entre les deux modèles.

La suite de ce travail va donc consister à appliquer notre nouvel outil de modélisation sur le bassin de la Seine. Pour cela, une première étape va être de définir les nouveaux paramètres introduits dans Nonsat. Nous nous baserons pour cela sur la littérature. Puis, la deuxième étape consistera à voir si la prise en compte du battement de nappe permet d'améliorer la qualité des simulations des concentrations en nitrates dans les nappes du bassin de la Seine.

Remerciements : Ce travail a été effectué grâce au soutien financier du programme R2DS et de la région Ile de France

Références

- Baran N., Richert J., Mouvet C. (2007). Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. *Journal of Hydrology*, 345: 27-37.
- Besbès M., (1978). L'estimation des apports aux nappes souterraines. Un modèle régional d'infiltration efficace. Thèse, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Bouraoui F., Vachaud G., Haverkamp R. and Normand B., (1997). A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 203: 79-92.
- Brouyere S., A. Dassargues, V. Hallet (2004) Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation, *Journal of Contaminant Hydrology*, 72 1-4, p135-164
- Carsel, R. F., and R. S. Parrish (1988), Developing Joint Probability Distributions of Soil Water Retention Characteristics, *Water Resour. Res.*, 24(5), 755–769.
- Crevoisier D., Popova Z., Maillhol J.C., Ruelle P., (2008). Assessment and simulation of water and nitrogen transfer under furrow irrigation. *Agricultural Water Management* 95: 354-366.
- Ewen J., Parkin G., O'Connell P.E., (2000). SHETRAN: Distributed River Basin Flow and Transport Modeling System. *Journal of Hydrologic Engineering* 5: 250-258.
- Facchi A., Ortuani B., Maggi D. and Gandolfi C., (2004). Coupled SVAT-groundwater model for water resources simulation in irrigated alluvial plains. *Environmental Modelling and Software* 19: 1053–1063.
- Gandolfi C., Facchi A., Maggi D., (2006). Comparison of 1D models of water flow in unsaturated soils. *Environmental Modelling & Software* 21: 1759-1764.
- Goblet P. Estimation des vitesses de filtration de l'eau dans les sols de CNPE. Identification de régimes-types d'écoulement. Référence :R080318PGOB.
- Goblet P., (2007). Spécifications pour la simulation de l'écoulement en zone non saturée. Rapport final. IRSN/DSU/SSIAD.
- Gomez E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique ; Application au bassin de la seine. Thèse, Ecole des Mines de Paris.
- Headworth H.G., BSC, DIC, FGS (Professional Associate), Hydrologist Hampshire River Authority, (1972). The analysis of natural groundwater level fluctuations in the chalk of Hampshire. *Journal of the Institute of Water Engineering* 26 : 107–124
- Ireson A.M., S.A. Mathias, H.S. Wheeler, A.P. Butler, J. Finch (2009) A model for flow in the chalk unsaturated zone incorporating progressive weathering, *Journal of Hydrology*, 365, 3-4 p 244-260
- Jackson B. M., Wheeler H. S, Mathias S; A., McIntyre N., Butler A. P., (2006). A simple model of variable residence time flow and nutrient transport in the chalk. *Journal of Hydrology* 330: 221-234.
- Jarvis N.J., Brown C.D., Granitz E., (2000). Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management* 44: 247-262.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.-M., Viavattene, C., Viennot, P., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., Mary, B. (2007). Agriculture and Groundwater Nitrate Contamination in the Seine Basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *The Science of the Total Environment* 14 375(1-3).
- Marinov D., Querner E., Roelsma J.,(2005). Simulation of water flow and nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. *Journal of Contaminant Hydrology* 77:145-164.

Nash J.E., M.E., A.M.I.C.E.I., (1960). A unit hydrograph study, with particular reference to british catchments. For discussion at an Ordinary Meeting on Tuesday, 6 December, 1960, at 5.30 p.m., and for subsequent written discussion.

Ndiaye B., J. Molenat, V. Hallaire, C. Gascuel, Y. Hamon (2007) Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France) Soil and Tillage Research, 93- 2, p 251-263,

Philippe E., Habets F., Ledoux E., Goblet P., Viennot P., 2008. Transfert d'eau et de nitrate dans la zone non saturée : comparaison d'une modélisation simplifiée et d'une modélisation à base physique pour améliorer la simulation sur le bassin de la Seine. Rapport PIREN.

Serhal H., Bastin-Lacherez S., Bernard D., El Khattabi J., (2006). Etude de la migration des nitrates dans la nappe à travers la zone non saturée: enjeux et impact sur la qualité de l'eau exploitée. Darcy 67. Colloque international - Gestion des grands aquifères – 30 mai-1er juin 2006. Dijon. France.

Van Genuchten M. Th., Leij F. J., Yates S. R., 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA/600/2-91/065

Viavattene C., (2006). Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine. Thèse. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.