

# 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

Elodie Philippe<sup>1</sup>, Florence Habets<sup>2</sup>, Emmanuel Ledoux<sup>1</sup>, Patrick Goblet<sup>1</sup>, Pascal Viennot<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *École des mines de Paris, Centre de Géosciences, Fontainebleau,*

<sup>2</sup> *UMR Sisyphe, UPMC/CNRS, Paris*

1.	Introduction.....	1
2.	La modélisation des transferts d'eau et de solutés à travers la zone non saturée.....	2
2.1.	Description du schéma conceptuel utilisé pour simuler les transferts dans la zone non saturée à l'échelle du bassin.....	3
2.2.	Prise en compte du transfert de polluants passifs à travers la zone non saturée.....	4
3.	Tests de sensibilité sur une colonne de non-saturée virtuelle.....	6
3.1.	Tests avec Nonsat.....	6
3.2.	Tests avec Nonsat transport.....	8
3.3.	Comparaison avec un modèle physique METIS.....	10
4.	Tests de sensibilité sur le bassin de la Seine.....	10
4.1.	Estimation du temps de transfert de l'eau à travers la zone non saturée.....	12
4.2.	Estimation du temps de transfert des nitrates à travers la zone non saturée.....	13
5.	Comparaison de Nonsat avec un modèle physique METIS.....	17
6.	Bibliographie.....	18

## 1. Introduction :

La zone non saturée est la zone du sous-sol comprise entre la base du sol et la surface d'une nappe libre (<http://www.actu environnement.com>). Tout comme le sol, la zone non saturée peut être le siège de transformations bio-physico-chimiques de composés minéraux et organiques. Cela confère à ces deux milieux un véritable rôle de filtration de l'eau drainant vers la nappe. Cependant, ces zones de transition ne constituent pas un filtre parfait puisque des migrations de substances, provenant des activités agricoles et industrielles, et potentiellement polluantes, sont possibles vers l'environnement plus profond (Vauclin et al., 1993). *La zone non saturée est donc une zone de transfert d'eau, mais également de polluants.*

Plusieurs études (Costa et al., 2002 ; Moreno et al., 1996 ; Tindall et al., 1994, Hani et al, 2006) ont montré que, depuis quelques années, à cause de l'intensification des activités agricoles et industrielles, des contaminations importantes en nitrates des eaux souterraines et de surface sont apparues un peu partout en Europe, et notamment dans l'hydrosystème Seine. Or ces contaminations peuvent dépasser le seuil de potabilité de 50mg de nitrates par litre fixé par la Loi Cadre sur l'eau (Baran et al., 2007).

Il est couramment admis que, lors du transfert de ces nitrates de la surface à la nappe souterraine, les processus bio-physico-chimiques impliquant ce soluté se déroulent essentiellement dans le sol (Baran et al, 2007 ; Hani et al., 2006). Le transport des nitrates à travers la zone non saturée est donc considéré comme conservatif. Puis, des travaux de recherche ont démontré que les vitesses de transfert de ce soluté à travers la zone non saturée sont très lents : de 0.8 à 0.9 m/an (Smith et al., 1970 ; Oakes et al., 1981 ; Barraclough et al., 1994 cités par de Jackson et al, 2006) et 0.6 à 1.25 (Hani et al., 2006) sur Craie, et 0.23 m/an sur Loess (Baran et al., 2007). Une éventuelle source de pollution en nitrates aura donc des effets très différés dans le temps sur la ressource en eau souterraine. Donc, afin de

connaître l'influence des pressions anthropiques de type fertilisation excessive et rejets urbains sur la dynamique des nitrates dans un système, ainsi que l'impact réel des mesures entreprises, un travail de modélisation est nécessaire (Hani et al., 2006). Or la modélisation des transferts d'eau et de nitrates à travers la zone non saturée est complexe.

En effet, tout d'abord cette zone est un milieu polyphasique (eau-air-solide) qui est susceptible de se déformer.

Puis les concentrations en nitrates varient dans le temps et l'espace sous l'action de variations d'énergie mécanique et thermique avec la possibilité de changement de phase et d'échanges physico-chimique entre les phases (Vauclin et al., 1993).

Enfin, la troisième difficulté est liée à la nature de la zone non saturée sur le bassin de la Seine. Plus de 60% des zones non saturées de ce territoire sont en effet de nature crayeuse. Or, ce type de milieu est caractérisé par une double porosité, matricielle et de fractures. Des interactions complexes entre les flux dans ces deux milieux interviennent alors, ce qui rend la modélisation des transferts d'eau et de solutés difficile (Jackson et al., 2006). Ce type de zone non saturée est également caractérisé par une double dynamique : un temps de transfert des nitrates long (de l'ordre du mètre par an, Hani et al., 2006) alors que la réponse du niveau de la nappe à de fortes précipitations est rapide (de l'ordre de quelques jours selon Headworth (1972), par Jackson et al., 2006).

Face à une telle complexité du milieu et des phénomènes s'y déroulant, nous utilisons des modèles assez conceptuels pour représenter les transferts d'eau et de polluants dans la zone non saturée à l'échelle de grand bassin. Cette approche à l'avantage d'être peu coûteuse en temps de calcul. Cependant, il n'y a pas vraiment eu de validation de ces approches depuis les travaux de Besbès (1978). Aussi, la question se pose de savoir si le transfert de polluants dans la zone non saturée par le modèle couplé MODCOU est suffisamment réaliste, et en particulier, si les temps de transfert sont proches des valeurs de la littérature et si les résultats se comparent à ceux d'un modèle plus physique. Si ce n'est pas le cas, une adaptation ou un changement du modèle serait nécessaire. De plus, Viavattene (2005) a montré que l'évolution médiane de la concentration des nappes en nitrates est assez bien reproduite par le modèle de bassin MODCOU mais que la RMSE associée est assez forte. Une des raisons pourrait être que le modèle ne prend pas jusqu'à présent en compte les battements de nappe qui peuvent lessiver une partie des polluants contenue dans la zone non saturée, et modifier ainsi en partie la dynamique des transferts, comme l'a montré Flipo (2006). Ainsi, nous voulons dans tous les cas faire évoluer la modélisation des transferts dans la zone non saturée pour prendre en compte ces battements de nappes. Et pour cela, nous souhaitons comparer notre modèle conceptuel à un modèle à bases physiques, tel que METIS disponible au sein des équipes du Piren Seine (Goblet 2007).

## **2. La modélisation des transferts d'eau et de solutés à travers la zone non saturée :**

Un modèle est une image schématique d'une réalité physique complexe (Vauclin, et al., 1993) qui permet de connaître le fonctionnement de celle-ci et de prévoir ses réactions à des changements de contraintes.

De par son rôle de transferts d'eau et de solutés, la zone non saturée a fait l'objet de nombreux travaux expérimentaux qui ont permis de déterminer les différents paramètres caractéristiques de cette zone (Parker et Van Genuchten, 1980 ; Van Genuchten et Alves, 1982 ; Javandel et al., 1984 ; cités par Hani et al, 2006) à l'origine des modèles numériques. Les modèles physiques des transferts d'eau à travers cette zone repose sur la résolution de l'équation de Richards (ex le modèle SWAP (Marinov et al., 2003)), ou encore METIS (Goblet, 2007)) tandis que ceux des transferts de solutés repose sur l'équation de convection-dispersion. Mais résoudre ces équations lorsqu'on travaille à grande échelle peut être coûteux en temps (Ross, 2002). Des équations simplifiées peuvent donc être utilisées pour réduire le temps de calcul (ex : Ross, 2002). Les modèles métriques, qui relient des données d'entrées et de sorties, essentiellement par des relations statistiques, peuvent également être utilisés. Leurs capacités pour prédire les impacts de changements de pratiques agricoles sont limités, mais ils donnent des coefficients de transferts des solutés satisfaisant à l'échelle annuel (Johnes, 1996 par Jackson et al.,

2006). Cependant, la méthode la plus efficace pour avoir un rapport optimal « représentation des transferts-temps de calcul » est d'utiliser un modèle conceptuel (Gandolfi et al., 2006). Ce type de modèles est une schématisation de la zone non saturée en cascade (ex les modèles à cascades de réservoirs non linéaires SWRRB (Williams et al., 1985 ; Arnold et al., 1990 ; cité par Gandolfi et al., 2006) et ALHyMUS (Facchi et al., 2004, cité par Gandolfi et al., 2006)).

Dans le cadre du PIREN Seine, des modèles mathématiques ont été créés pour décrire le système Seine. Le modèle couplé MODCOU (Ledoux et al., 2007) permet de simuler les écoulements d'eau et de solutés en surface et en souterrain, sur un système hydrologique multicouche (Ledoux 1980 ; Ledoux et al., 1984, cités par Gomez, 2002). Il fait intervenir un modèle conceptuel de cascade à réservoirs linéaires pour les transferts à travers la zone non saturée. On considère dans ce modèle que 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.

## 2.1. Description du schéma conceptuel utilisé pour simuler les transferts dans la zone non saturée à l'échelle du bassin (programme NONSAT):

Besbès (1978), en se basant sur des études de la relation entre l'infiltration dans le sol et l'alimentation des nappes avec hypothèse de linéarité, a montré que l'on pouvait extrapoler cette méthode à l'échelle régionale. Que ce soit en zones humides ou en zones arides, Besbès montre en effet que, principalement après un épisode de recharge, la zone non saturée d'un aquifère peut atteindre des teneurs en eau très élevées. L'examen de la courbe de la teneur en eau en fonction de la perméabilité ( $K(\theta)$ ) montre que, dans ces conditions, la perméabilité du milieu se rapproche de la perméabilité à saturation. *On a donc un écoulement linéaire dans la zone non saturée à l'échelle régionale.*

Besbès, en se basant sur l'approche de Nash (Nash et al., 1960) qui est la plus susceptible de s'appliquer au milieu souterrain, détermine alors la forme des fonctions de retard de bassins avec une relation paramétrique.

$$QN(t) = \frac{\Delta QI(t')}{\tau \times (N-1)!} \times e^{-(t-t')/\tau} \times \left(\frac{t-t'}{\tau}\right)^{N-1}$$

Schématiquement, cette équation est assimilable à :

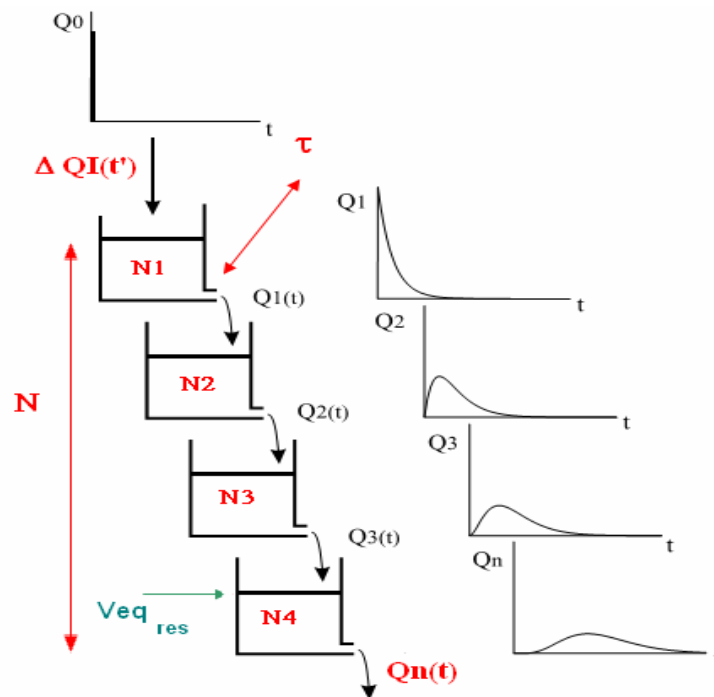


Figure 1 : Principe de la cascade de Nash (Gomez, 2002)

La zone non saturée est comprise entre la base du sol (à environ 2 mètres de profondeur) et la surface libre de la nappe (figure 1). Elle est divisée en N réservoirs (N1, N2...) reflétant l'épaisseur de la zone non saturée, en supposant N couches horizontales de même épaisseur. Lors d'un épisode d'infiltration, un débit  $\Delta QI(t')$  (en  $m^3$ ) entre dans le réservoir N1. Cette eau s'y accumule pendant que simultanément un débit d'eau  $Q1$  (en  $m^3$ ) est vidangé à la base de ce réservoir.  $Q1$  s'accumule dans le second réservoir, N2, qui à son tour est vidangé d'un débit  $Q2$  (en  $m^3$ ) etc. En sortie du réservoir le plus profond, on obtient le volume  $Q_N$  (en  $m^3$ ). Ce processus de vidange est caractérisé par un temps de percolation  $\tau$  qui est identique pour tous les réservoirs d'une même zone non saturée. La relation paramétrique déterminée par Besbès assimile donc la zone non saturée à *une succession de réservoirs qui se déversent les uns dans les autres suivant une loi exponentielle* (Gomez, 2002).

Dans ce modèle schématique, appelé Nonsat, il n'y a pas de volume maximum autorisé dans les réservoirs. On peut donc dans l'absolu en imposant un fort volume en entrée et un  $\tau$  élevé, atteindre des volumes d'eau importants, qui pourraient même être égal (voir supérieur) à la capacité de stockage d'une couche de sous-sol de l'épaisseur simulée. Cela reviendrait à générer une remontée de la nappe jusqu'à la base du sol, sans pouvoir contrôler la quantité stockée dans la nappe. Les tests de sensibilité effectués dans les sections 4 et 5 permettront de vérifier si ces extrémités peuvent effectivement arriver dans des conditions représentatives du bassin de la Seine.

## **2.2. Prise en compte du transfert de polluant passif dans la zone non saturée (programme NONSAT transport):**

Comme nous l'avons montré précédemment, le transfert de solutés dans un système hydrologique implique de prendre en considération la zone non saturée (Gomez, 2002). Gomez (2002) a introduit le transport de polluant passif dans cette zone. Pour cela, il s'est basé sur le modèle conceptuel Nonsat, qui est compatible avec un fonctionnement capacitif. Le transfert de nitrates dans la zone non saturée est considéré comme conservatif, en l'absence de matière organique et de bactéries dénitrifiantes. On considère comme pour l'eau que le transfert de ce soluté est 1D. Dans cette zone, 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 (figure 2). Les entrées à chaque pas de temps constituent des strates horizontales d'un certain volume d'eau  $V_i$  et d'une certaine concentration  $C_i$ .

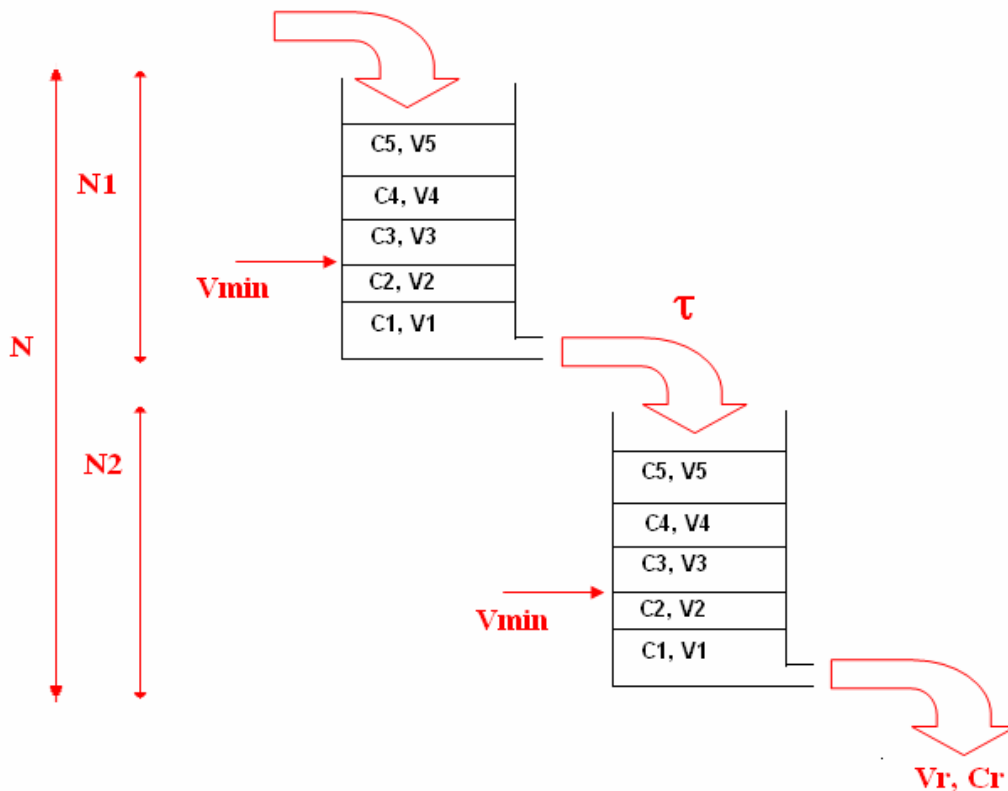


Figure 2 : Schématisation du transfert de polluants passifs

On retrouve dans ce modèle conceptuel les caractéristiques de Nonsat : la zone non saturée est divisée en  $N$  réservoirs horizontaux de même épaisseur, qui sont caractérisés par un temps de percolation  $\tau$  identique. En revanche, un volume minimum d'eau  $V_{\min}$  est imposé et identique dans tous les réservoirs.  $V_{\min}$  a une incidence certaine sur les transferts de nitrates. En l'absence d'infiltration, les réservoirs se vidangent jusqu'au volume  $V_{\min}$ . Une fois ce volume atteint, plus aucun transfert d'eau et de nitrates ne se produit, et une quantité plus ou moins importante du soluté peut être bloquée dans la zone non saturée. Lorsqu'une nouvelle infiltration se produit, celle-ci forme une nouvelle strate (exemple strate C5 V5 du réservoir N1 de la figure 2). Cette strate ne se mélange pas avec les strates accumulées dans ce réservoir et se place alors en haut de la pile. Le volume total du réservoir dépasse alors  $V_{\min}$ , et un certain volume d'eau va être vidangé du réservoir, éliminant ainsi une ou plusieurs lames entières ou non situées au fond du réservoir. Celles-ci sont mélangées et constituent une seule strate Cr, Vr qui vient se placer en haut de la pile du réservoir N2, en haut de la pile de lames. La strate C5, V5 quant à elle descend alors d'un ou plusieurs crans dans N1, par effet piston.

Ce modèle intègre un paramètre a priori purement numérique, qui est le nombre maximal de strates par réservoir. Lorsque ce nombre maximal est atteint, un mélange des deux strates les plus profondes est effectué dans le réservoir. Ce nombre maximal avait été imposé de façon uniforme sur la Seine à 50 par Gomez (2002). On testera l'influence de ce paramètre dans les tests de sensibilité. (section 3).

In fine, on constate que comme dans Nonsat, les volumes dans les réservoirs ne sont pas limités par un volume maximal, bien qu'ils soient maintenant limités par un volume minimal.

### 3. Tests de sensibilité sur une colonne de zone non saturée virtuelle:

On se place dans des conditions idéales avec des flux d'eau et de nitrates constants en entrée de la zone non saturée. On teste la sensibilité des modèles au nombre de réservoir N, au temps de percolation  $\tau$ , au volume en entrée  $\Delta QI$  (supposé constant dans le temps) et au volume minimal  $V_{min}$ .

On se place en régime permanent, en imposant un volume constant en entrée de la zone non saturée, on aboutit à terme à un équilibre des volumes dans les réservoirs  $Ve_{q_{res}}$  (en m<sup>3</sup>) et à un volume en sortie de la zone non saturée égal à ce qui y entre ( $E_{q_{tw}}$ ). On regarde les évolutions du temps nécessaire avant d'atteindre cet équilibre, ainsi que les volumes et les concentrations atteints dans les réservoirs.

#### 3.1 : tests avec NONSAT :

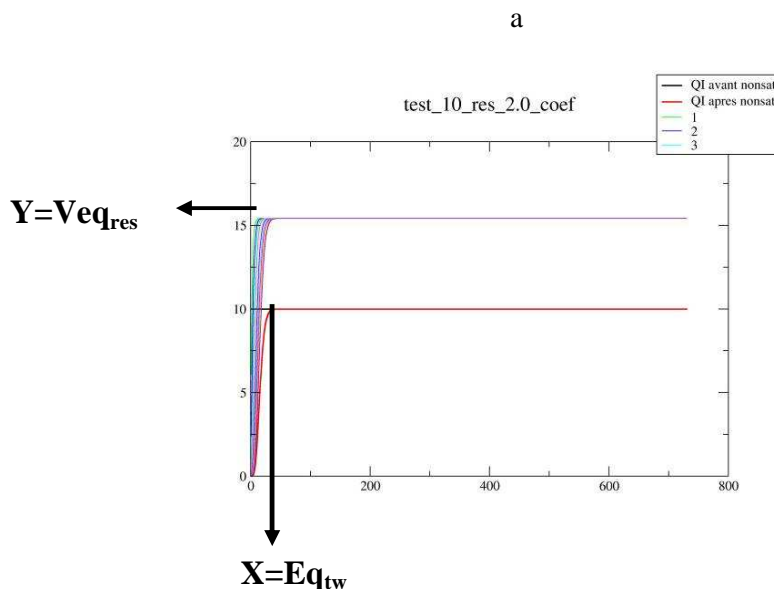
Nous avons vu précédemment que Nonsat modélise la circulation de l'eau à travers une zone non saturée assimilée à une succession de réservoirs qui se déversent les uns dans les autres suivant une loi exponentielle (Gomez, 2002).

On veut tester la sensibilité de NONSAT en régime permanent sur une maille de 1km<sup>2</sup>.

Les paramètres que l'on peut imposer en entrée sont :

- le débit entrant ( $\Delta QI$ )
- la constante de temps de percolation ( $\tau$ )
- le nombre de réservoirs ( $N$ )

On obtient un graphique avec l'axe des abscisses représentant le temps en jours et l'axe des ordonnées les volumes d'eau en m<sup>3</sup> :



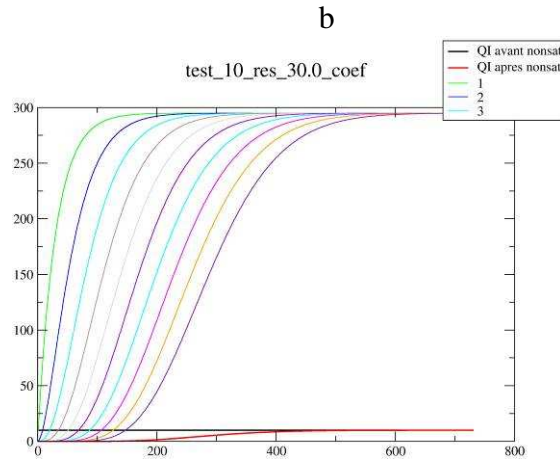


Figure 3 : Circulation de l'eau à travers la zone non saturée, obtenue avec NONSAT, pour 2 cas avec 10 réservoirs emboîtés, une infiltration constante de 10 mm par jour, et un temps de percolation de 2 et 30 jours pour a et b respectivement. Les courbes présentent l'évolution temporelle des volumes en entrée de la zone non saturée (en noir), et en sortie (en rouge), ainsi que l'évolution des volumes des 10 réservoirs (en couleur).

L'échelon en noir est l'infiltration imposée à l'entrée de la zone non saturée (en mm). La courbe rouge est le débit d'eau sortant de la zone non saturée en mm. Les autres courbes représentent l'évolution dans le temps des volumes d'eau dans les réservoirs en mm.

Pour ces tests de sensibilité, nous nous intéressons à deux variables :

- le temps d'équilibre des volumes d'eau entrant et sortant de la zone non saturée ( $Eq_{tw}$ )
- les volumes à l'équilibre dans les réservoirs ( $Veq_{res}$ ).

A partir de ces variables, nous avons pu déterminer un certain nombre de relations :

#### Délais d'équilibre des débits entrant et sortant de la zone non saturée :

L'atteinte d'un état stationnaire des transferts d'eau à travers la zone non saturée ( $Eq_{tw}$ ) varie linéairement avec les temps de percolation des réservoirs  $\tau$ . Lorsque ce temps augmente, les volumes d'eau dans les réservoirs doivent être plus importants pour obtenir l'équilibre : cet état de stabilité est donc atteint plus tardivement à la sortie de NONSAT. On constate également avec ces tests que le délai d'équilibre varie linéairement en fonction du nombre de réservoirs. A partir des équations obtenues, on peut alors écrire :

$$Eq_{tw} = (2 \times N + 11.6)\tau + b$$

L'atteinte d'un équilibre entre les débits entrant et sortant de la zone non saturée est donc plus tardif lorsque l'épaisseur de la zone non saturée augmente, mais également lorsque le temps de percolation associé est plus élevé.

#### Volumes à l'équilibre dans les réservoirs :

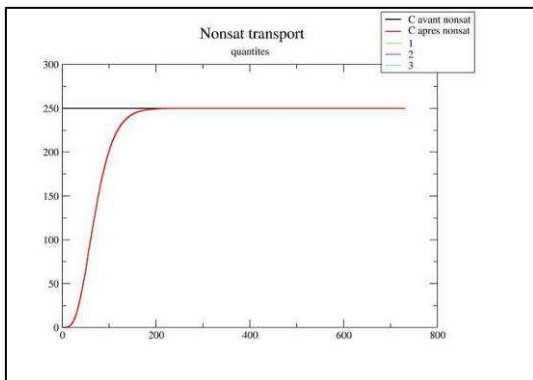
On a constaté que les volumes d'eau à l'équilibre dans les réservoirs ( $Veq_{res}$ ) dépendent du temps de percolation, mais également des débits entrant  $\Delta QI$  :

$$Veq_{res} = \Delta QI \times \tau + b$$

En imposant un  $\Delta QI$  constant en entrée de la zone non saturée, on aboutit à terme à un équilibre des volumes dans les réservoirs  $Veq_{res}$  (en  $m^3$ ) et à une égalité de  $\Delta QI$  et  $Q_N$ .

### 3.2 : Tests avec NONSAT transport :

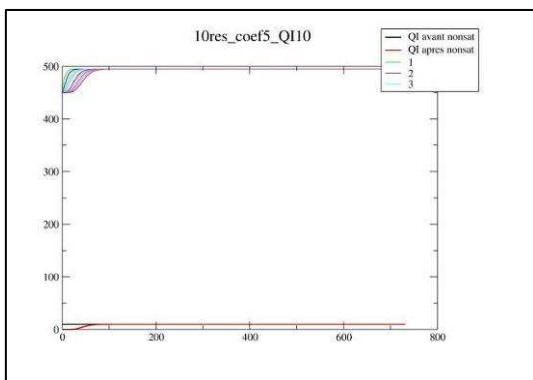
Dans ces tests, on s'intéresse à la sensibilité des paramètres du modèle conceptuel sur le transfert de polluants passifs. Ce modèle contient plus de paramètres que Nonsat, ce qui offre plus de degrés de libertés que pour la modélisation des transferts d'eau. En plus de  $\Delta QI$ ,  $\tau$ , et N, on peut intégrer dans la simulation un volume minimum dans les réservoirs ( $V_{\min}$ ), c'est-à-dire un volume d'eau au-dessous duquel il n'existe plus de vidange de la zone non saturée. Ce modèle fait également intervenir un nombre de strates maximal dans ces mêmes réservoirs ( $Nb_{\text{strates}}$ ). Lorsque ce maximum est atteint, un mélange des lames les plus profondes dans le réservoir est effectué. Et bien entendu des concentrations en nitrates ( $[NO_3]$ ) sont imposées dans le flux entrant à l'amont du système.



a) Evolution temporelle des quantités de nitrates dans la colonne de non saturée (en kg pour 1km<sup>2</sup>)

En noir : quantités de nitrates imposées en entrée de la zone non saturée (250kg sur 1km<sup>2</sup>) ;

En rouge : quantités de nitrates en sortie de la zone non saturée.



b) Evolution temporelle des volumes d'eau dans la zone non saturée (en mm/m<sup>2</sup>).

En noir : volume d'eau imposé en entrée ;

En rouge : volume d'eau sortant de la zone non saturée

En couleur : volumes des différents réservoirs.

Figure 4 : représentation d'un test de sensibilité effectué avec Nonsat transport.

La figure 4 b représente les volumes d'eau en entrée de la zone non saturée, en sortie de celle-ci et dans les réservoirs. Nous avons vérifié que lorsque  $V_{\min} = 0 \text{ m}^3$ , on obtient pour les transferts d'eau les mêmes résultats que ceux du type Nonsat.

#### Délais d'équilibre des débits entrant et sortant de la zone non saturée :

On observe exactement les mêmes relations que dans NONSAT entre cette variable et  $\Delta QI$ ,  $\tau$ , et N. En ce qui concerne les autres paramètres pouvant être modifiés dans NONSAT transport, on n'observe pas de relation entre cette variable et  $V_{\min}$  et  $Nb_{\text{strates}}$ .

### **Volume à l'équilibre dans les réservoirs :**

Concernant l'influence de  $\Delta QI$ ,  $\tau$  et  $N$ , on obtient les mêmes résultats que dans NONSAT.

En revanche, on observe une influence de  $V_{\min}$  sur cette variable :

$$V_{eq_{res}} = \Delta QI \times \tau + V_{\min}$$

En effet, on impose dans ce modèle un volume  $V_{\min}$  en dessous duquel le volume des réservoirs ne peut pas être vidangé.  $V_{eq_{res}}$  doit donc toujours être supérieur à  $V_{\min}$ , d'où la présence dans la relation ci-dessus.

### **Délai d'équilibre des quantités de nitrates en sortie de la zone non saturée :**

Les délais d'équilibre des quantités de nitrates entrant et sortant de la zone non saturée dépendent du temps de percolation et du nombre de réservoirs. On a pu constater grâce à ces tests que  $V_{\min}$  avait également une influence sur les délais d'équilibre des quantités de nitrates sortant de la zone non saturée. A partir des équations déterminées lors des tests, on peut écrire :

$$Eq_{NO_3} = (2 \times N + 11)\tau + \left(\frac{V_{\min}}{\Delta QI} \times N\right)$$

Lorsqu'on compare cette équation à celle de  $Eq_{tw}$ , on constate que seul le terme indépendant de  $\tau$  change. On observe que l'atteinte d'un équilibre des concentrations en nitrates est dépendante de  $V_{\min}$ , contrairement à  $Eq_{tw}$ . Mais cette influence de  $V_{\min}$  diminue lorsqu'on augmente le débit entrant dans la zone non saturée. Cela s'explique par le fait qu'avec un débit plus fort, la probabilité que les volumes des réservoirs atteignent le  $V_{\min}$  diminue.

De plus,  $Eq_{NO_3}$  est plus dépendant du nombre de réservoir que  $Eq_{tw}$  (intervention de  $N$  deux fois dans l'équation de  $Eq_{NO_3}$ ). Ces différences entre les deux équations impliquent donc automatiquement des vitesses de transfert différentes entre l'eau et les nitrates.

Des tests plus approfondis doivent être effectués pour tester la sensibilité du modèle lorsque l'on fait varier le nombre maximal de strates de concentration autorisé dans chaque réservoir.

Ces équations des deux séries de tests doivent être considérées avec précautions. En effet, pour ces tests, nous avons imposé en entrée de la zone non saturée des flux constants en eau et solutés dans le temps, ce qui n'est bien entendu pas le cas sur le terrain. Nous avons également utilisé pour les paramètres que l'on fait varier des gammes de valeurs très larges, qui sortaient parfois largement des normes de terrain (par exemple des  $\tau$  supérieur à 15 jours alors que le  $\tau$  maximal constaté sur le bassin de la Seine est de 8 jours). Ainsi, dans notre travail, on peut atteindre des volumes d'eau à l'équilibre dans les réservoirs très élevés lorsqu'on impose une infiltration en Entrée forte et un temps de percolation élevé, jusqu'à atteindre une limite théorique égale à la saturation à 100% en eau des réservoirs de la zone non saturée. De plus, on peut constater que toutes ces courbes, à part celle caractérisant le volume dans le premier réservoir, ont une forme sigmoïde, traduisant le fait qu'il faut un temps infini pour atteindre un régime stationnaire. Il aurait ainsi été préférable pour définir un temps d'atteinte de l'équilibre de se référer au temps nécessaire pour obtenir 50% de ces équilibres (des tests sont en cours).

### 3.3. Comparaison avec un modèle physique METIS :

Nous avons pu constater lors de ces tests en colonne, que la comparaison des résultats du modèle conceptuel avec ceux du modèle plus physique METIS est une tâche ardue, car il est difficile de relier des paramètres conceptuels à des paramètres physiques. Afin de pouvoir utiliser les 2 modèles dans des situations comparables, on se place dans le cadre de tests en 2D avec des paramètres de Nonsat transport calibrés sur la Seine (Gomez 2002). Les variables physiques de Metis pourront ainsi être définies à partir des caractéristiques pédologiques réelles.

### 4. Tests de sensibilité sur le bassin de la Seine :

Ces tests de sensibilité à 2 dimensions ont été effectués sur l'ensemble du bassin de la Seine. La surface de ce territoire est discrétisée en 35698 mailles. Pour chaque maille, nous disposons de trois caractéristiques de leur zone non saturée : le nombre de réservoirs  $N$ , le coefficient de temps de percolation et le volume minimum  $V_{min}$ . Sur la Seine, l'épaisseur des réservoirs a été fixée à 5 mètres par Gomez (2002).

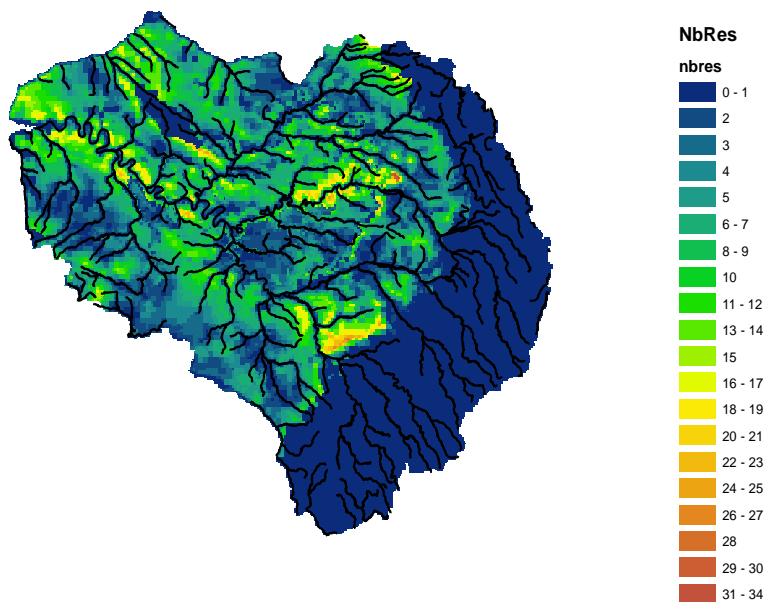


Figure 5 : Nombre de réservoirs sur le bassin de la Seine et réseau hydrographique.

Le nombre de réservoirs sur ce territoire varie de 0 à 34 (soit une épaisseur de zone non saturée variant de 0 à 170 mètres). Les nappes externes du bassin (à l'Est), n'étant pas prise en compte explicitement par MODCOU, il a été considéré que la zone non saturée de cette partie du territoire était constituée uniformément de 2 réservoirs

On constate qu'une grande partie de la zone non saturée de ce bassin a un nombre de réservoirs inférieur à 20.

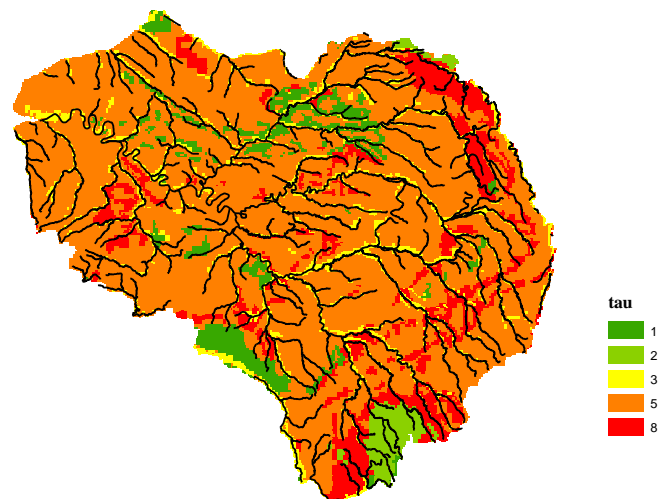


Figure 6 : cartographie des temps de percolation (en jours)

Les différents temps de percolation de la zone non saturée du bassin de la Seine (figure 6) sont associés aux types de sols, ceux-ci étant définis d'après les matériaux parentaux (Gomez, 2002). Les mailles ayant un temps de percolation égal à 5, soit plus de la moitié du bassin, correspondent à des sols calcaires et limoneux.

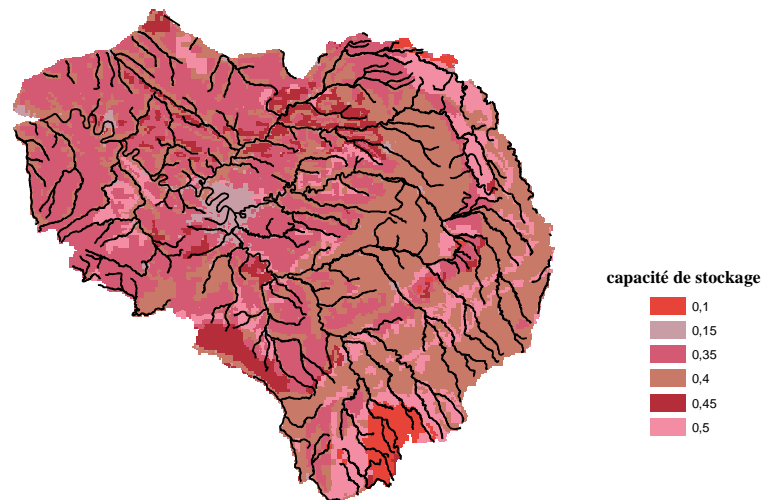


Figure 7 : Cartographie des volumes minimums des réservoirs sur le bassin de la Seine.

Le volume minimal des réservoirs (figure 7) des zones non saturée est exprimé en mètre d'eau pour un réservoir d'une épaisseur de 5 mètres. On retrouve la dominance des sols argileux et calcaires (avec respectivement une capacité de stockage de 0.35 et 0.4)

#### 4.1. Estimation du temps de transfert de l'eau à travers la zone non saturée :

Pour quantifier et cartographier le temps de transfert d'eau à travers la zone non saturée, on impose en entrée une infiltration de 10 mm par jour pendant 10 jours. On regarde ensuite au bout de combien de temps cette eau sort de la zone non saturée. La durée de la simulation est de deux ans et les sorties se font au pas de temps journalier.

##### Temps de transfert de l'eau dans la zone non saturée (en jours)

La figure 8 présente la carte des temps de transfert de l'eau dans la zone non saturée. On peut constater que ces temps n'excèdent pas l'année. Les valeurs obtenues sont bien corrélées avec la carte des nombres de réservoirs. On observe également des variations de temps de transfert assez semblables aux variations de temps de percolation  $\tau$ . Cela corrobore bien la relation trouvée dans les tests de sensibilité 1D pour  $Eq_{tw}$ . En revanche, si l'on compare ces résultats 2D et ceux que l'on aurait obtenus avec les équations définies dans les tests, on observe des tendances similaires mais des valeurs absolues très différentes. Cela montre l'importance des variations de débit entrant sur les temps de transfert de l'eau à travers la zone non saturée.

A partir de cette carte, et en la combinant à celles des nombres de réservoirs sur le bassin, on peut calculer un temps de transfert en m/jour. Ceux –ci sont de l'ordre de 100 à 200 mètres par jour pour l'ensemble du bassin de la Seine, et d'environ 50 mètres par jour pour la partie Est de ce territoire. Ces résultats sont très différents de ce que l'on peut trouver dans la littérature : 3.1 (Ireson et al., 2006) à 3.9 mètre par jour (Headworth (1972), cité par Jackson et al, 2006).

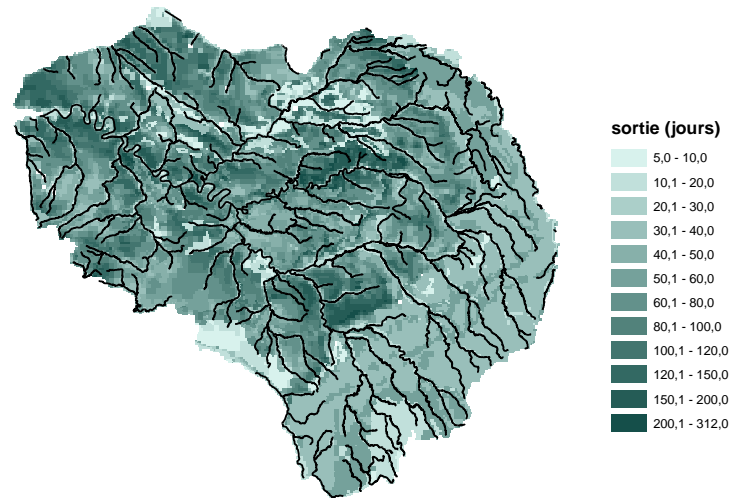


Figure 8 : Temps de transfert de l'eau à travers la zone non saturée (en jours).

#### 4.2. Estimation des temps de transfert des nitrates :

Les précipitations imposées sont celles de l'année hydrologique été 1981-été 1982 (figure 9) et sont répétées autant de fois que le nécessite la durée de la simulation (ici 30 fois pour 30 années de simulation). Les entrées d'eau dans la zone non saturée sont la part infiltrée de ces précipitations, calculée à l'aide de MODSUR. Nous imposons une entrée constante de nitrates pendant 10 jours, du 181<sup>ème</sup> au 191<sup>ème</sup> jour (c'est-à-dire durant l'hiver de la première année hydrologique pour être sûr d'avoir de l'infiltration). Les sorties sont au pas de temps mensuel. On regarde au bout de combien de temps 100% des quantités de nitrates imposés en entrée sortent de la zone non saturée. Cependant, ces chiffres sont une approximation, puisqu'ils sont dépendants des flux d'infiltration.

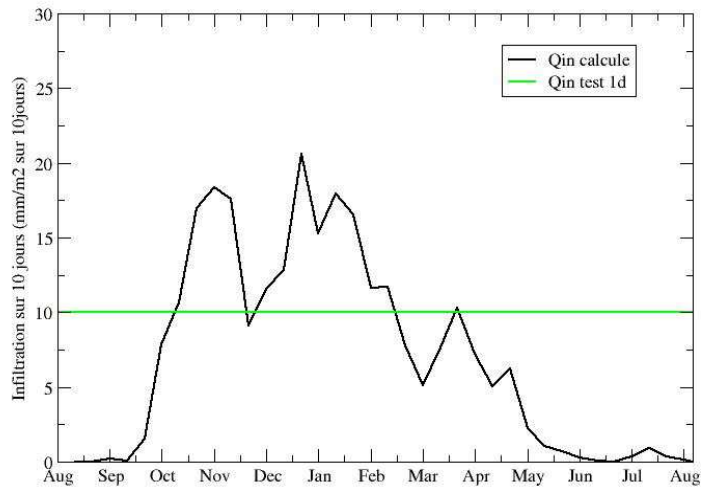


Figure 9 : Infiltration moyenne tous les dix jours de l'eau dans la zone non saturée de août 1982 à août 1983

#### **Temps de transfert des nitrates à travers la zone non saturée (en années) :**

Contrairement au transfert pour l'eau, les transferts de nitrates à travers la zone non saturée du bassin de la Seine s'expriment en année (figure 10). Au bout de trente ans de simulations, les nitrates ne sont toujours pas sortis de certaines mailles (en blanc). On constate qu'il y a une forte variabilité spatiale, qui est assez bien reliée à l'épaisseur de la zone non saturée, et donc, au nombre de réservoirs utilisé dans le modèle. En revanche, la corrélation avec  $\tau$  et  $V_{min}$  est moins évidente. Cette influence prépondérante de  $N$  sur les temps de transfert des nitrates était déjà soulignée avec l'équation obtenue dans les tests sur la colonne de non saturée.

Comme pour les transferts d'eau, les résultats sont assez différents des tests de sensibilité en colonne. Cela est dû au fait que l'infiltration en entrée est plus variable, avec de nombreux jours où cette infiltration est nulle. Cela modifie profondément la dynamique des transferts.

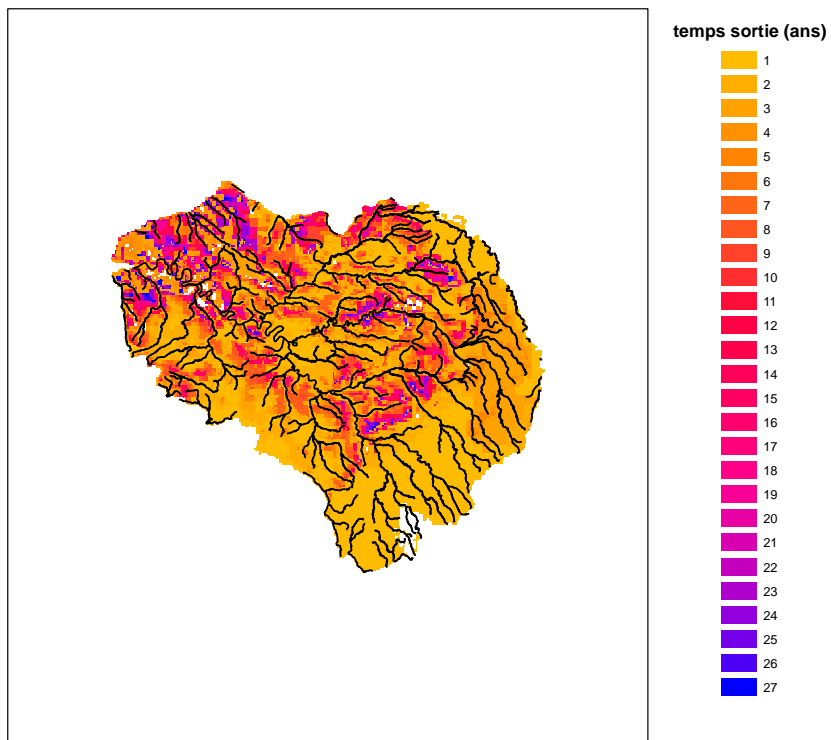


Figure 10 : Cartographie des temps de transfert des nitrates à travers la zone non saturée (en années)

**Les vitesses de temps de transfert des Nitrates (en mètre/an) :**

Comme pour l'eau, nous calculons des vitesses de transfert pour les nitrates en mètre par an (figure 11). Ces vitesses varient de 1 à 20 mètre/an. Les faibles vitesses correspondent à ce qu'on trouve dans la littérature.

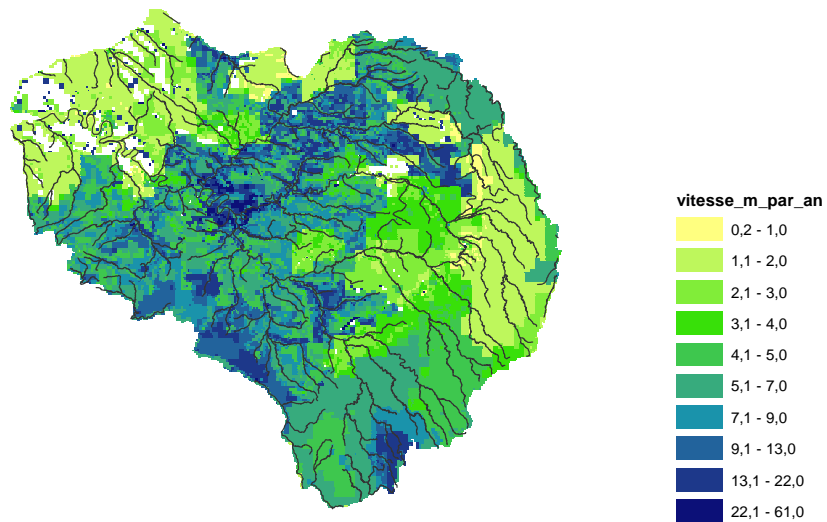


Figure 11 : vitesses de transfert des nitrates en mètre par an.

## Durée pour parcourir un mètre de zone non saturée (en jour/mètre)

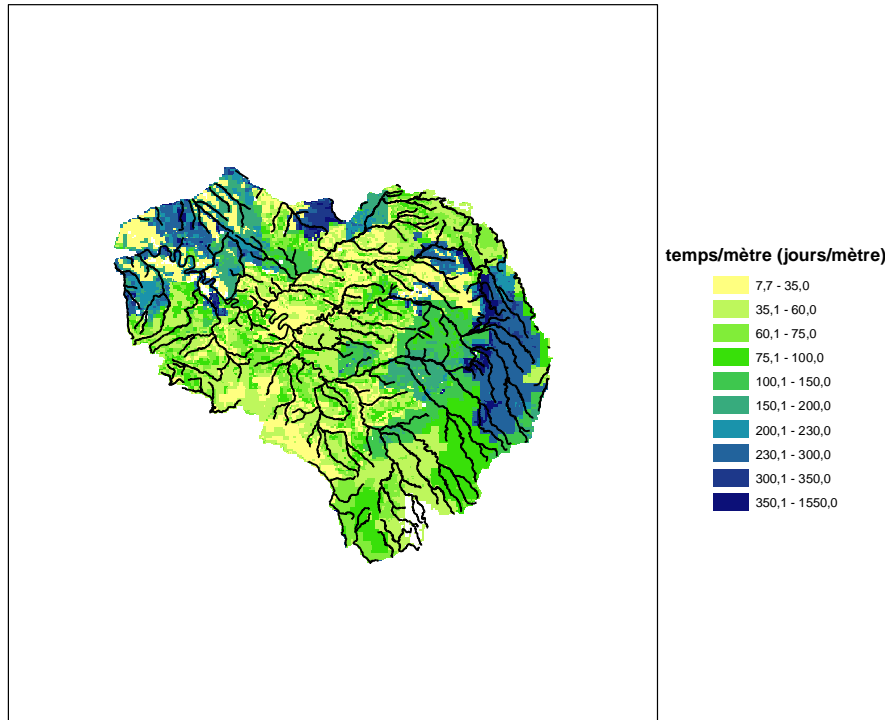


Figure 12 : cartographie des durées en jour des nitrates pour parcourir un mètre de zone non saturée.

On peut constater avec cette carte (figure 12) que sur une grande partie du bassin de la Seine, environ 20 à 80 jours sont nécessaires aux nitrates pour parcourir un mètre de zone non saturée. Dans les extrémités Est et Ouest, cela peut atteindre plusieurs centaines de jours. En revanche, l'eau a une circulation beaucoup plus rapide (pas plus de 11 jours), ce qui laisse supposer que lorsque le niveau de nappe varie, la variation de saturation de réservoirs de la zone non saturée est rapide également. Donc, si le niveau de la nappe monte, des réservoirs de la zone non saturée seront remplis d'eau et les nitrates seront dans un milieu anoxique. Des réactions chimiques pourront intervenir.

Nous pouvons constater grâce à ces tests de sensibilité en deux dimensions qu'on a bien une différence des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates, ce qui est cohérent avec ce que l'on trouve dans la bibliographie. Ceci s'explique par le fait que dans chaque réservoir, le  $V_{min}$  n'est pas mobilisable.

Dans notre simulation, l'infiltration entrant dans la zone non saturée est constituée de 10 strates (une strate à chaque pas de temps). Par le phénomène de vidange, un volume  $V_r$  d'un certain nombre de strates et équivalent au volume du pic d'eau en entrée va sortir de cette zone non saturée. Or, ces strates en sortie ne sont pas les 10 strates du pic d'infiltration imposé. On a donc une sortie rapide d'un volume équivalent au pic imposé en entrée, et constitué uniquement ou en partie de strates stockées dans le  $V_{min}$  des réservoirs au début de la simulation. Cette représentation schématique de notre modèle est en accord avec l'explication de Price et al. (1993) qui suggère que l'eau qui arrive au niveau de la nappe, au lieu d'avoir traversé rapidement la zone non saturée, provient d'un déplacement de l'eau situé à la base de cette zone, par un mécanisme de « piston flow » (Jackson et al., 2006).

En revanche, pour obtenir une sortie totale du pic de nitrates, il faut que les 10 strates le constituant traversent toute la zone non saturée. L'influence du nombre de réservoir est plus forte que pour le transfert d'eau (intervient deux fois dans l'équation eqNO3). De plus, pour maintenir les  $V_{min}$  dans les réservoirs de la zone non saturée, un phénomène de stockage de strates du pic de concentration

peut intervenir. Cette influence du  $V_{min}$  sur le transfert des nitrates à travers la zone non saturée se retrouve dans l'équation de Eqtw. L'influence de ce  $V_{min}$  sera d'autant moins forte que le débit entrant sera fort (un débit fort réduira en effet la probabilité d'atteindre la limite de la capacité de vidange des réservoirs).

En ce qui concerne les délais de sortie de l'eau et des nitrates sur le bassin de la Seine, les résultats sont moins concluants. Les vitesses de transferts d'eau dans notre zone d'étude sont très élevées par rapport à ce que l'on peut trouver dans la littérature. En revanche, pour les transferts de nitrates, on trouve des valeurs moyennes assez semblables à d'autres études, même si l'on a également des valeurs de vitesse assez élevées dans certaines parties du bassin.

## **5. Comparaison de NONSAT avec un modèle physique METIS:**

Nous souhaitons faire évoluer la modélisation des transferts dans la zone non saturée en y intégrant un programme simulant les battements de nappes.

Pour simuler les battements de nappes, il est facile avec le modèle conceptuel de réduire le nombre de réservoirs pour prendre en compte le fait que la nappe remonte. Mais, lorsque la nappe redescend, on peut se demander quel doit être le contenu en eau et les concentrations des réservoirs qui se désaturent. Pour déterminer cela, on se basera sur les simulations du modèle physique Metis (Goblet, 2007), en testant des caractéristiques pédologiques très différentes. Combiner différents types de modèles pour étudier la zone non saturée a déjà été envisagé. Ireson et al (2006) ont montré que, pour modéliser la zone non saturée crayeuse, l'idéal serait de créer un modèle qui combinerait un modèle physique des processus dans la zone non saturée (ex : équation de Richards) et des représentations empiriques de la récession naturelle de l'eau souterraine (ex : Headworth 1972).

## 6. Bibliographie :

- 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.
- Costa J.L., Massone H., Martinez D., Suero E.E., Vidal C.M., Bedmar F., (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 57:33-47.
- Flipo N., (2005). Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières, application au bassin du Grand Morin. Thèse. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- 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., (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.
- Hani S., Bastin-Lacherez S., Daniel B., Jamal E. (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, Dijon.
- 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.
- 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.
- Moreno F., Cayula J.A., Fernandez J.E., Fernandez-Boy E., Murillo J.M., Cabrera F., (1996). Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management* 32:71-83.
- Ross P. J.,( 2003). Modeling soil water and solute transport – Fast, simplified numerical solutions. *Agronomy Journal* 95: 1352-1361.
- Tindall James A., Petrusak Robin L., McMahon Peter B., (1995). Nitrate transport and transformation processes in unsaturated porous media. *Journal of Hydrology*, 169: 51-94.
- Vauclin M., (1993). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des Sciences de l'Eau* 7 : 81-102.
- 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.