

Le transfert des nitrates dans le bassin de la Vistrenque. Approche par modélisation

Jérôme Pantel¹.

Introduction²

La baisse du niveau de la nappe des cailloutis villafranchiens³ sous terrains semi-perméables du bassin de la Vistrenque (Fig. 1) et sa pollution, azotée notamment, résulte à la fois de l'aléa climatique, d'une exploitation intensive de l'aquifère pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et l'industrie, et de pratiques de fertilisation (souvent intensives). La prise de conscience de la nécessité d'agir face à cette situation s'est d'abord traduit par la création, en 1986, d'un syndicat d'étude et de modélisation, qui est devenu Syndicat d'étude et de gestion de la Vistrenque en 1994. Au niveau de l'État, la nappe de la Vistrenque a été déclarée zone vulnérable,

dans la ligne de la directive européenne CEE 91/676 sur la norme de potabilité à 50 mg/l.

Un programme triennal a alors été mis en œuvre par le Syndicat, organisé en quatre volets, relevant d'organismes différents :

- diagnostic de la pollution nitratée en terrain saturé et repérage de l'occupation des sols à l'échelle parcellaire (DIREN⁴) ;
- étude des mécanismes de transfert de l'azote en fonction des apports hydriques : INRA⁵ et Chambre d'Agriculture du Gard (CA 30) ;
- étude de la variation des teneurs en nitrates dans la nappe des cailloutis (INRA et ENGREF⁶) ;

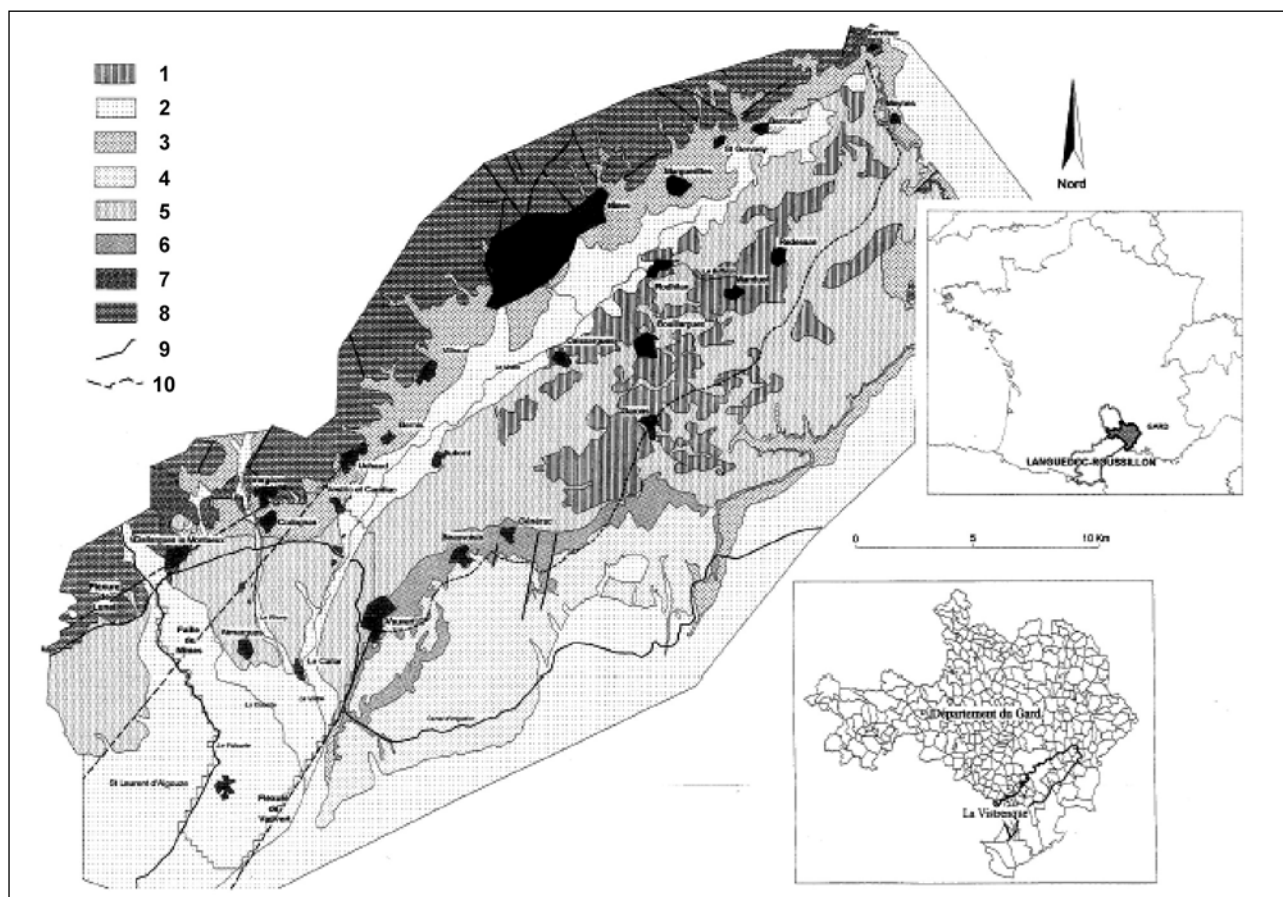


Figure 1. Limites du bassin de la Vistrenque et contexte géologique.

Légende : 1. Couverture lœssique des Corbières, 2. Alluvions modernes et limons de la plaine du Vistre, 3. Formations colluviales des versants, 4. Alluvions pléistocènes indifférenciées, 5. Cailloutis du Villafranchien, 6. Plaisancien terminal indifférencié, 7. Brèches et poudingues oligo-miocènes, 8. Formations calcaires et marneuses du Crétacé, 9. Failles et flexures, 10. Limites du bassin d'alimentation de la nappe de la Vistrenque en Costières.

1. COPRAMEX, enceinte portuaire Porte 4 Forme 9, BP40159, 13318 Marseille Cedex 15. Tél. : 04 91 91 79 47. Courriel. : jerome.pantel@copramex.com

2. Les figures reprises dans l'article sont tirées de la thèse de J. Pantel.

3. Pliocène supérieur.

4. Direction régionale de l'environnement.

5. Institut national de la recherche agronomique.

6. École nationale du génie rural, des eaux et des forêts.

■ observatoire du suivi agronomique (CA 30).

L'étude de modélisation du transport des nitrates dans l'aquifère villafranchien a été initiée en 1993 avec le DEA7 d'E. Thierry et poursuivie à partir de 1994, à l'initiative de la DIREN. Mon travail de thèse s'intègre donc dans la problématique de gestion de l'aquifère de la Vistrenque, qui associe les collectivités locales, l'Agence de l'Eau et les services de l'État.

Réalisé par la DIREN entre 1992 et 1995, le diagnostic de terrain a permis d'identifier les secteurs de la nappe les plus touchés par la contamination nitratée et a montré le lien entre teneurs en nitrates et activité agricole, tout en soulignant que cette relation ne suffisait pas pour comprendre les mécanismes de contamination de la nappe et donc d'en prévoir l'évolution.

Il a alors été proposé de mettre en œuvre un outil d'aide à la décision (le modèle hydrogéologique d'écoulement et de transport) avec comme objectif de :

- simuler l'évolution des teneurs en nitrates observées sur la nappe depuis le début des années 1970 par la DDASS⁸ du Gard sur les captages d'AEP et par la DIREN sur le réseau de suivi qu'elle a initié depuis 1992,
- prévoir les tendances d'évolution des teneurs en nitrates de la nappe, notamment sur les points qui présentent des teneurs déjà supérieures aux normes de potabilité en particulier au niveau des captages d'AEP.

Contexte géologique, hydrogéologique et hydrochimique

Géologie

Au cours de l'orogénèse pyrénéenne, les calcaires

crétacés des Garrigues ont été affectés par les accidents de la distension oligocène, ce qui a conduit à leur présentation en panneaux effondrés (tectonique en horsts et grabens). La partie effondrée a ensuite été comblée par les dépôts marneux et sablo-argileux du Mio-Pliocène, comprenant les sables astiens⁹ et les cailloutis villafranchiens. Ces derniers correspondent à des dépôts de chenaux anastomosés liés à l'ancien Rhône et ils se présentent sous forme de galets quartzeux dans une matrice argilo-calcaire et de lentilles sableuses intercalaires. L'ensemble de ces cailloutis est donc très hétérogène et a, en outre, subi des déformations tardives, dont témoigne en particulier la flexure de Vauvert. Une tentative de coupe synthétique est donnée dans la figure 2, qui présente aussi le détail des formations quaternaires sus-jacentes aux cailloutis.

En effet, l'aquifère des cailloutis villafranchiens est recouvert par une diversité de terrains, soit du plus récent au plus ancien :

- le complexe des formations de piémont des garrigues ; ce sont des colluvions à limons et débris calcaires ;
- les limons gris de remplissage des dépressions des Costières et de la Vistrenque ;
- les limons lœssiques, d'extension continue en bordure de la Vistrenque et discontinus et peu épais sur les Costières ;
- les alluvions modernes déposées principalement par le Vidourle.

Sur les cailloutis affleurant (en Costières principalement), des paléosols se sont développés, parfois sur plusieurs mètres (*gress à gapan...*). Des sols différenciés se sont mis en place sur les terrains de recouvrement, selon

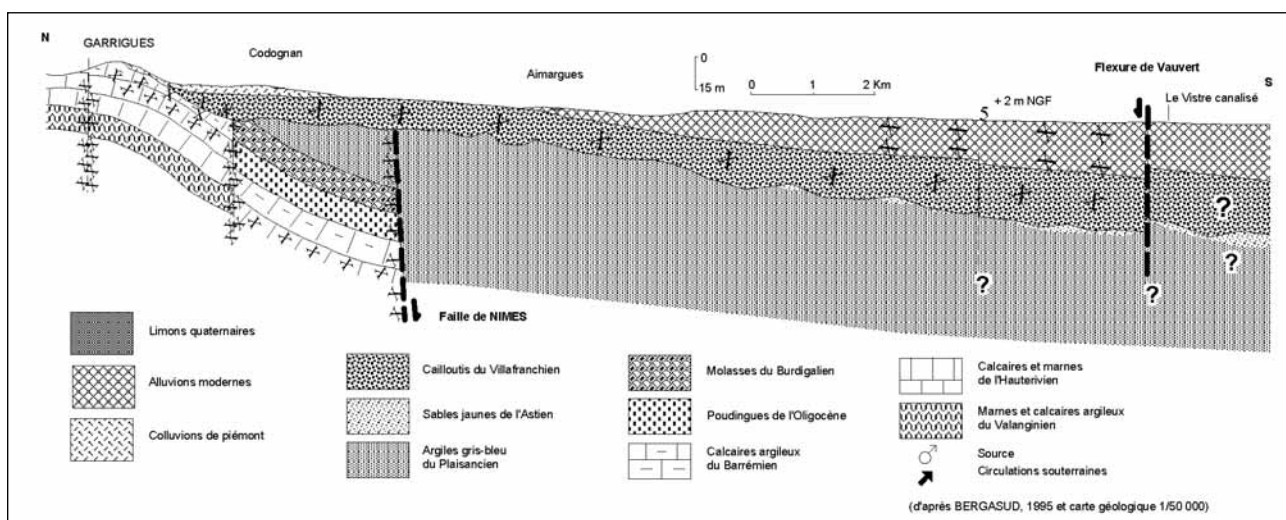


Figure 2. Coupe hypothétique montrant la structure hétérogène des cailloutis du Villafranchien (d'après Bergasud, 1995 et carte géologique à 1/50 000).

7. Diplôme d'études approfondies (remplacé depuis par le Master Recherche).

8. Direction départementale des affaires sanitaires et sociales.

9. Pliocène moyen à supérieur.

la nature de ceux-ci et leur présentation (pentes, végétation...).

Hydrogéologie

Comme le montre la coupe de la figure 2, les cailloutis villafranchiens constituent un aquifère important pour la région et ses caractéristiques sont les suivantes :

- transmissivités de 1.10^{-4} m²/s à plus de 1.10^{-1} m²/s et pour l'essentiel des valeurs calculées de 5.10^{-3} m²/s à plus de 1.10^{-1} m²/s ;
- perméabilités s'échelonnant entre 1.10^{-5} m/s à plus de 1.10^{-2} m/s, avec un maximum de valeurs de 5.10^{-4} m/s à plus de 1.10^{-2} m/s. La ressource en eau est abondamment exploitée car peu profonde et bien renouvelée.

Le comportement hydrodynamique de l'aquifère est proche de celui d'une nappe libre mais l'écoulement

dans sa partie aval, sous les alluvions semi-perméables du Vidourle, est semi-captif. Le substratum est composé des marnes (souvent très argileuses) du Plaisancien¹⁰, réputées peu perméables. Les sables de l'Astien sont surtout présents, à l'affleurement, à l'est de la flexure de Vauvert.

La recharge de la nappe provient principalement des précipitations, dont 25-30% passent en recharge lorsque les cailloutis affleurent, ce qui représente 180-220 mm d'eau par an (CEMAGREF, 1990). Les échanges entre la nappe et le système karstique sous-jacent sont considérés comme négligeables compte tenu de l'épaisseur et de la perméabilité des terrains pliocènes, sauf éventuellement entre la bordure des garrigues et la faille de Nîmes où les terrains pliocènes sont peu épais. L'allure des isopièzes de la nappe traduirait les échanges nappe - cours d'eau (Fig. 3).

Les études réalisées (GAMET, 1964 ; BURGÉAP, 1966 ;

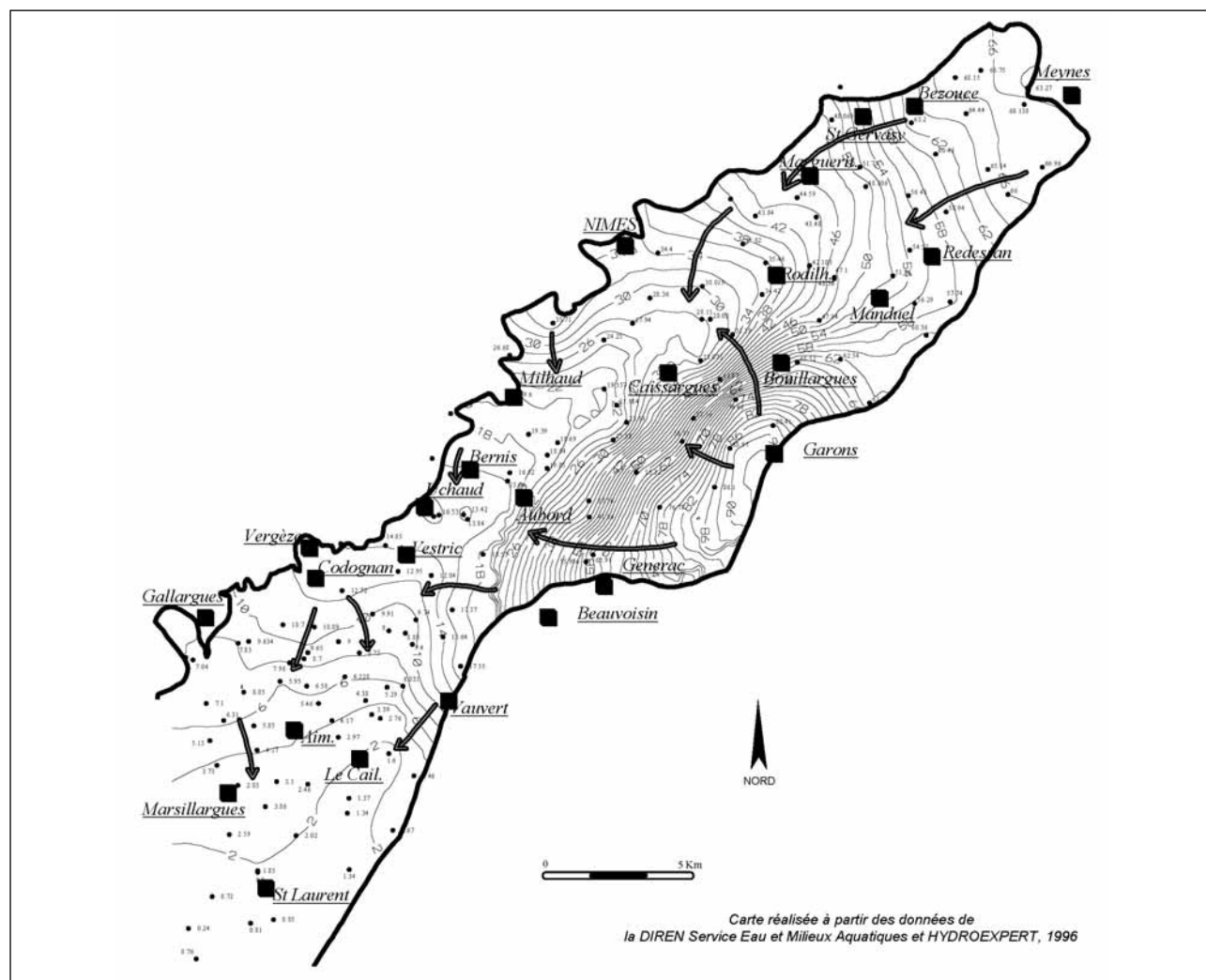


Figure 3. Carte piézométrique de la nappe et sens d'écoulement de la Vistrenque. État à mars 1995 (hautes eaux). Cotes en mètres NGF.

10. Pliocène supérieur.

BERGASUD, 1989 ; ...) ont montré la variabilité des conditions d'échange dans le temps et dans l'espace (le long des cours d'eau) et la difficulté d'évaluer les débits échangés en s'appuyant sur les outils classiques comme les essais de pompage. Pour les conditions d'exutoire, deux hypothèses sont formulées, soit par échange à travers l'interface eau douce - eau salée, soit par débordement au toit et via les alluvions du Vidourle, au sud du Caylar. Ainsi, pour résumer les conditions aux limites latérales :

- au nord, la nappe est en liaison hydraulique plus ou moins marquée avec les calcaires des Garrigues ;
- au sud, elle se vidange au niveau des étangs près d'Aigues-Mortes ;
- à l'ouest, le Vidourle constitue soit une limite à flux nul (isopièzes perpendiculaires) soit un lieu d'échanges des eaux superficielles avec les eaux de la nappe ;
- à l'est se trouve la flexure de Vauvert qui, dans sa partie nord, joue le rôle de limite étanche. Plus à l'est, la crête des Costières sert de limite de bassin d'alimentation.

S'appuyant sur des travaux de modélisation, le CEMAGREF (1990) a considéré qu'à l'échelle de la nappe de la Vistrenque la recharge se fait principalement par la pluie (84%), dans une moindre mesure par l'apport des calcaires des Garrigues (11%) et de façon plus réduite par les cours d'eau (3%) et les Costières (2%). Sur la base d'une recharge moyenne par la pluie de 148 mm/an et d'une superficie de 390 km², le volume total de cette recharge représente environ 69.10⁶ m³/an. Les prélèvements sont estimés par BERGASUD (1989) à environ 17.10⁶ m³/an en 1988-1989, dont 60% pour l'AEP, 20% pour l'industrie et 20% pour l'irrigation.

Physico-chimie

Les eaux de la nappe des cailloutis du Villafrançien sont de type bicarbonaté calcique, avec des valeurs moyennes de conductivité (DIREN) de 700 à 800 µS/cm, ces valeurs se situant entre 400 et 700 µS/cm dans les secteurs alimentés par le système karstique des garrigues et atteignant 1 000 µS/cm et plus à l'aval du système ou pour les eaux les plus chargées en nitrates.

Plus de 1 200 prélèvements d'eau ont été réalisés par la DIREN entre 1992 à 1995 et leur composante azotée (NO₃⁻, NO₂⁻ et NH₄⁺) analysée. Il en ressort une distribution géographique selon trois classes de teneurs, les teneurs les plus élevées (> 50 mg/l) se situant à l'est de Bezouze, entre Caissargues et Nîmes, au sud de Milhaud et dans toute la partie des Costières de l'est de Garons à Redessan.

La consommation d'engrais azotés sur le départe-

ment du Gard a été en augmentation jusqu'à la moitié des années 70 ; elle s'est stabilisée ensuite pendant une dizaine d'années autour de 50 kg N/ha/an, avant d'augmenter à nouveau (74 kg N/ha en 1987-1988), puis de revenir à un niveau comparable à celui du début des années 70 (soit environ 40 kg N/ha/an). Cette évolution est, au moins en partie, liée aux changements d'occupation du sol. Même si les vergers se sont fortement développés grâce au réseau d'irrigation de la CNABRL¹¹, l'occupation par la vigne est encore très importante, aux côtés de la prairie d'élevage, du maraîchage et de la grande culture.

Les apports de nitrates ne sont pas compensés par les processus de dénitrification, comme le montre l'étude de la répartition de l'isotope ¹⁵N qui confirme que la dénitrification intervient seulement, en nappe captive, au droit des gravières et à l'aval des zones d'épandage d'effluents de distillerie riches en matière organique (GARCIA, 1997).

Travaux de modélisation réalisés : écoulement et transport

Les travaux de modélisation se sont heurtés à une connaissance insuffisante des paramètres régissant les mécanismes d'écoulement et de transport, à l'absence de prévision quantitative des flux azotés sous les parcelles agricoles et à l'absence d'étude sur le couplage entre ZS¹² et ZNS¹³. La nécessité de s'appuyer sur des outils déjà validés a conduit à retenir le modèle MODFLOW (écoulement) - MT3D (transport) et de travailler sur les thèmes suivants : paramètres du modèle hydrogéologique, conditions aux limites, paramètres hydrodispersifs, couplage sol-aquifère.

La zone prise en compte pour la modélisation ne correspond pas à l'ensemble de l'aquifère de la Vistrenque, mais à sa partie centrale, de Codognan au nord à Aigues-Mortes au sud, avec comme limites le Vidourle à l'ouest et la flexure géologique de Vauvert à l'est, soit une superficie d'environ 100 km². Le toit et le substratum ont été définis très précisément à partir du résultat de l'interpolation des données de forages et l'aquifère, considéré comme monocouche car bien différencié du toit et du substratum, découpé en 1 610 mailles actives de 250 m (38 colonnes et 70 lignes). Pour chaque maille ont été calculés la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement (= porosité efficace si l'écoulement est libre).

Modélisation hydrodynamique

Pour la zone modélisée de l'aquifère, les conditions aux limites sont les suivantes (Fig. 4) : au nord, le système karstique des Garrigues ; au nord-est le rebord des Costières ; au nord-ouest le contact avec le Miocène de

11. Compagnie Nationale du Bas-Rhône Languedoc.

12. Zone saturée.

13. Zone non saturée.

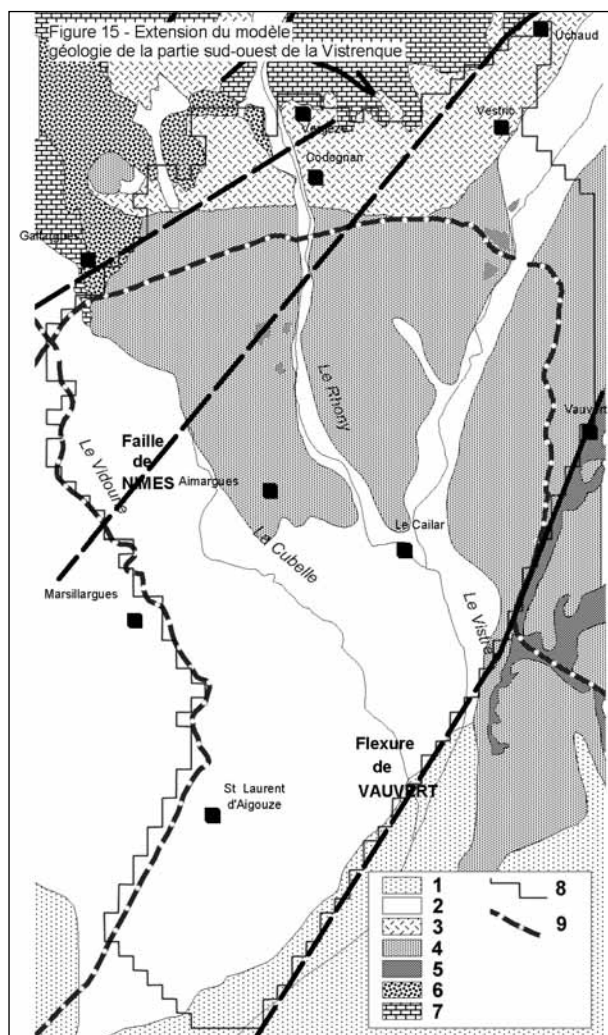


Figure 4. Zone modélisée, géologie et conditions aux limites
 Légende : 1. Colmatage palustre, 2. Alluvions modernes, 3. Éboulis, colluvions, 4. Villafranchien., 5. Astien, 6. Miocène, 7. Crétacé, 8. Hydrographie, 9. Conditions aux limites.

Gallargues (limite étanche) ; au sud, la zone des étangs (zone de vidange) ; à l'ouest, le Vidourle ; à l'est, la flexure de Vauvert. En raison de la variabilité des précipitations, donc de la recharge par infiltration et du lessivage des nitrates, le modèle a été conçu pour des simulations en régime permanent et transitoire. La piézométrie de départ a été interpolée des relevés de la DIREN et les prélèvements synthétisés de différentes sources : sociétés fermières depuis 1974 pour l'AEP, source Perrier depuis 1974, données Gamet (1964), BRGM (1975) et Bergasud (1989).

Pour l'évaluation de la recharge, trois méthodes ont été comparées : bilan hydroclimatique (Thorthwaite), modèle hydrologique (MHYREN, Hydroexpert, 1998) et pourcentage fixe des précipitations. Au final, il s'avère que la méthode du bilan hydroclimatique donne les recharges les plus variables, que la méthode du pourcentage fixe

donne une recharge qui fluctue peu et que le modèle hydrologique est assez proche du bilan avec toutefois une variabilité plus faible. C'est donc ce dernier qui a été choisi. Des essais localisés de calcul de la recharge avec le modèle hydrologique ont montré des différences notables dans la recharge lorsque l'aquifère n'affleure pas. Il a donc été décidé de découper l'aquifère en quatre zones, en fonction de l'épaisseur des terrains de recouvrement (semi-perméables).

Le calcul a été mené en régime transitoire sur 144 périodes de 4 mois (48 ans) en s'appuyant sur les chiffres moyens des années 1950-1997, sauf pour l'industrie et l'AEP pour lesquelles ce sont les moyennes de débits 1991-1997 qui ont été prises en compte. C'est sur cette base de validation de 48 ans que s'appuie le modèle prévisionnel dont les simulations sont faites sur un intervalle de temps de 15 ans (janvier 1995 à la fin de 2010).

Modélisation du transport

Pour la construction du modèle de transport de solutés (MT3D), ont été retenus les **paramètres hydrodispersifs** suivants : porosité cinématique homogène de 7% (d'après traçages), dispersité longitudinale homogène de 150 m (d'après traçages et analyse de son évolution avec l'échelle de travail), dispersivité transversale = 10% de la dispersivité longitudinale.

Une valeur homogène de 15 mg/l a été choisie comme situation initiale pour simuler les teneurs en nitrates de la nappe avant les premières contaminations massives. D'autres valeurs ont été retenues pour les zones de concentrations constantes : ripisyles (12 mg/l), nappe captive (5 à 30 mg/l selon les secteurs). Pour la spatialisation des entrées de nitrates (zones de lixiviation), on s'est appuyé sur la prévision des flux azotés sous cultures et la répartition des résultats de cette estimation.

Pour le **calcul numérique**, il a été choisi une méthode de calcul aux différences finies pour laquelle le seul paramètre à définir est le nombre maximal de particules de traçage autorisées à parcourir une maille au cours d'un pas de transport. Les paramètres de la dispersion sont donnés par la dispersivité longitudinale, le rapport des dispersivités et le coefficient de diffusion moléculaire. Le terme de réactions géochimiques n'a pas été pris en compte dans les simulations.

L'adéquation de comportement des deux modèles d'écoulement et de transport a été vérifiée avec succès sur une parcelle de cultures maraichères correspondant à 14 mailles, sur la base de tests de sensibilité en faisant varier porosités cinématique et dispersivités.

Une autre série de tests a été effectuée sur le schéma de résolution numérique qui a montré que le schéma aux différences finies était le plus stable tant que la dispersion numérique n'était pas trop forte.

Prévision des flux azotés

La prévision des flux azotés sous les parcelles agricoles peut être abordée soit par l'étude des bilans d'eau et d'azote simplifiés en cours de culture, soit par la modélisation par modèles conceptuels de type STICS (Brisson *et al.*, 1998), soit par modèles mécanistes comme PASTIS. Le choix retenu pour couplage au modèle hydrogéologique a été d'utiliser STICS pour les cultures maraîchères et les céréales et de compléter par les bilans azotés pour les autres cultures (vigne, arboriculture et asperge). STICS (Simulateur multidisciplinaire pour les Cultures Standard), est un modèle dynamique développé par l'INRA, à pas de temps journalier, qui simule le comportement du système sol-culture au cours d'une année. Le modèle ne prend pas en compte les pertes par dénitrification et volatilisation.

Dans le cas de la Vistrenque, on a simulé sur 36 ans (données climatiques disponibles) le fonctionnement du système sol-plante-atmosphère, ce qui a permis d'aboutir à la prévision des pertes azotées en s'appuyant sur la variation des différents termes des bilans d'eau et d'azote. Les paramètres climatiques utilisés par STICS au pas de temps journalier englobent : précipitations, évapotranspiration potentielle, rayonnement global, températures minimale et maximale. Vingt unités typiques de sols, l'épaisseur totale des sols retenue étant fixée à 160 cm, et trois types de plantes (maïs pour les céréales irriguées, blé dur pour les céréales « en sec » et salade de plein champ sous paillage plastique) ont été pris en compte (Fig. 5).

Afin de représenter les situations les plus souvent rencontrées en Vistrenque, les scénarios étudiés résultent

de la combinaison de plusieurs paramètres : type de sol (texture, profondeur, physico-chimie), matière organique du sol (teneur et rapport C/N), espèce végétale et itinéraire technique (fertilisation et irrigation). On aboutit à un nombre de scénarios total de 3 sols x 3 plantes = 9 scénarios (plus les 2 x 3 = 6 scénarios intensifs en salade). Les simulations sont menées année par année et indépendamment d'une année à l'autre. Pour le maïs et la salade, le début des simulations est en mars, avec l'hypothèse que le sol est complètement ressuyé en sortie d'hiver. Pour le blé, la date de démarrage de la simulation est début octobre.

Les tests montrent que l'horizon profond du sol est celui qui présente la plus grande variabilité du stock initial d'azote. Or, c'est dans ce dernier que « s'accumulent » eau et azote et à partir de celui-ci que se font les transferts vers la nappe. Selon les analyses de la Chambre d'Agriculture du Gard le stock initial en azote minéral en début de culture sur l'horizon 0 - 90 cm varie entre 50 et 100 kg N/ha pour le maïs, 35 à environ 150 kg N/ha pour le blé, 80 à > 150 kg/ha, voire n 100 kg en culture intensive, pour une salade de printemps.

Pour chaque type de culture, les simulations ont porté sur la croissance de la culture, le bilan hydrique et le bilan azoté. Nous insisterons sur certains aspects de ce dernier.

Pour le maïs, les apports d'azote par les engrais, l'irrigation et la pluie ont été absorbés par la plante, mais il reste un stock d'azote minéralisé important disponible pour être lessivé (ou non, selon les années) dans l'horizon profond du sol. Dans le cas du blé dur, l'absorption n'étant pas totalement compensée par les apports d'azote, la plante puise un complément dans la réserve du sol (entre 0 et 1 m) reconstituée par la minéralisation, surtout en domaine alluvial, mieux pourvu en matière organique. Comme dans le cas du maïs, le lessivage de l'azote reste soumis à la variabilité annuelle. Il est particulièrement élevé en sol fersiallitique, le plus filtrant. Pour la salade de plein champ sous paillage plastique, l'absorption est largement compensée par les apports d'azote et la minéralisation, variable d'une année sur l'autre. Le lessivage de l'azote, bien que variable, est en moyenne élevé, notamment en sol fersiallitique.

Spatialisation des flux azotés et couplage avec le modèle hydrogéologique

Pour les cultures simulées avec STICS, il convient d'abord d'élaborer les historiques de lixiviation cumulés sur 4 mois, durée qui correspond au pas d'imposition du modèle hydrogéologique. Ensuite, on s'appuie sur la

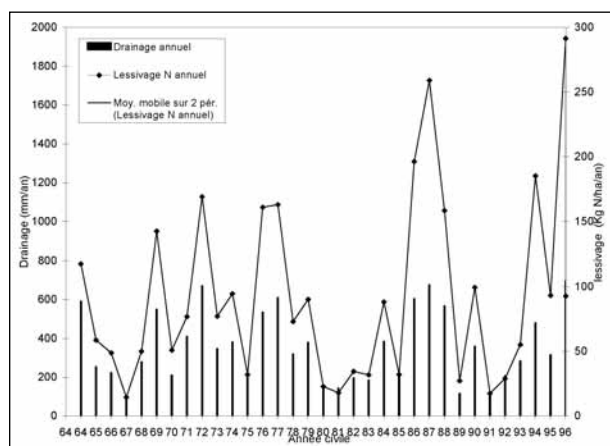


Figure 5. Exemple de résultats de prévision de flux azotés avec STICS.

spatialisation de la recharge du modèle, ce qui fait qu'à chaque zone de lixiviation du modèle hydrogéologique (255 au total, distinguées sur la base du sol moyen rencontré, de la zone de recharge et du type de cultures), correspond un historique de flux azotés. Pour l'occupation du sol, on s'appuie sur le support cartographique parcellaire de la DIREN qui est représentatif de l'occupation des sols en 1992-1993. En ce qui concerne les pratiques culturales, on modifie les historiques de lixiviation en insérant des pratiques intensives : maraîchage 1980-1991, arboriculture 1964-1987, vigne 1964-1980).

La prise en compte des transferts en terrains semi-perméables (recouvrement) prend en compte, de façon simplifiée, trois paramètres : épaisseur des terrains semi-perméables à traverser, évolution de l'infiltration dans ces terrains au pas de temps de 4 mois, humidité volumique des terrains considérés.

Le modèle dit « à effet piston » retenu décrit le déplacement vertical (P exprimé en mm) d'un *pool* de nitrates. La structure des terrains semi-perméables est trop hétérogène (verticalement et latéralement) pour permettre un classement sur la base de paramètres hydrodynamiques moyens, mais on peut néanmoins donner un intervalle de variation réaliste pour la densité et l'humidité. Les résultats obtenus sont extrêmement variables avec une vitesse d'infiltration située entre 5 et 452 mm maximum par an.

Calage final, validation du modèle couple et prospectives

Calage final du modèle d'écoulement

En régime permanent, l'erreur de calage sur la piézométrie est en général inférieure au mètre. Les perméabilités calées se situent entre 4.10^{-5} à 8.10^{-3} m/s, avec en moyenne des valeurs proches de 1 à 2.10^{-3} m/s. Seulement 6 valeurs sur 27 s'écartent notablement des valeurs calculées. En régime transitoire, la loi de recharge, définie selon un pourcentage fixe des précipitations (26 %), entraîne une atténuation des variations piézométriques au cours du temps, tandis que les crues et les décrues sont mal représentées en amplitude, un défaut auquel l'utilisation du bilan hydroclimatique et du modèle hydrologique permet de remédier. Pour les périodes de basses eaux, le calage implique une valeur minimale de recharge dans le bilan hydroclimatique et une réduction de 80% des prélèvements pour l'irrigation ainsi qu'une contribution du Vistre (38 l/s), tant pour le bilan hydroclimatique que pour le modèle hydrologique (Fig. 6).

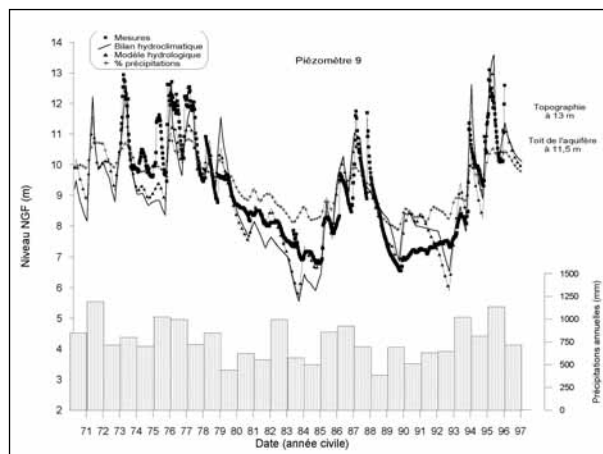


Figure 6. Exemple de résultats de calage du modèle d'écoulement.

Le bilan hydroclimatique ne convient pas en période sèche car la représentation du sol par un réservoir élémentaire ne suffit pas dans ces conditions extrêmes. Le modèle hydrologique, plus élaboré, offre le meilleur calage et permet la meilleure prédictibilité des piézométries.

Les contrôles de sensibilité du modèle effectués montrent notamment que :

- concernant la variation du coefficient d'emmagasinement, le coefficient calé est préférable à un coefficient augmenté du double ou réduit de moitié, comme le montrent les simulations ;
- la simulation de la relation nappe-cours d'eau par une ligne de charges imposées au droit du Vidourle est satisfaisante ;
- pour le Rhône et le Vistre, la relation nappe-cours d'eau est plus délicate à identifier car les débits de ces cours d'eau sont faibles ; leur prise en compte se justifie dans des situations piézométriques exceptionnelles.

Validation du modèle de transport de solutés et de la modélisation couplée

L'analyse montre que la recharge imposée au toit de la nappe a une incidence sur la concentration des flux de solutés en terrain non saturé et dans la nappe. Pour une masse identique de nitrates qui arrive au toit de la nappe sur une maille, la concentration du flux entrant varie selon la lame d'eau qui recharge la nappe et la vitesse d'avancée moyenne des panaches est directement liée au gradient de charge hydraulique dans l'aquifère. L'évolution des concentrations est plus précise avec la méthode du bilan hydroclimatique, tandis que les teneurs sont plus faibles avec la méthode du pourcentage fixe des précipitations, le modèle hydrologique aboutissant à un comportement intermédiaire (Fig. 7).

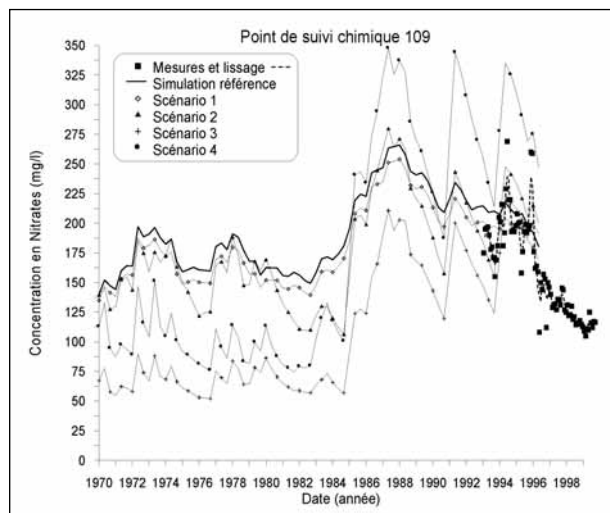


Figure 7. Exemple de résultats de validation du modèle de transport.

Afin de représenter l'évolution des teneurs en nitrates de la nappe, quatre scénarios ont été retenus. Dans le scénario 1, on adapte les entrées azotées en proportion de la lame d'eau de recharge (selon les 4 zones). Le scénario 2 prend en compte, en outre, l'effet des terrains non saturés (modèle piston). Le scénario 3 ajoute l'évolution de l'occupation du sol et le scénario 4, l'évolution des pratiques culturales. Il s'avère que le scénario 3 est le plus adapté car il prend en compte l'effet du transfert en terrain non saturé (diminution des flux de solutés et évolution selon le modèle à effet piston), ainsi que l'évolution de l'occupation des sols au fil des années. La superposition de l'évolution des pratiques culturales proposée dans le scénario 4 n'améliore pas le calage.

Modèle prévisionnel

Pour la mise en œuvre du modèle prévisionnel, le calcul est mené en régime transitoire durant 45 périodes de 4 mois (soit pendant 15 ans). Les conditions sont issues des moyennes de celles de 1950 à 1997. Seules les moyennes sur les débits pour l'industrie et l'AEP concernent les années 1991 à 1997. Pour vérifier le comportement du modèle prévisionnel par rapport au modèle validé jusqu'en 1997, les simulations prévisionnelles sont initiées au 01 janvier 1995 et terminent à la fin de 2010. L'échéance de 2010 a été retenue en considérant que la répartition des prélèvements d'eau et des débits restera proche de la situation actuelle et que cette période verra l'arrivée dans la nappe des flux nitrates perdus sous parcelles au cours des années 90 et qui auront traversé la plus grande épaisseur de terrains surmontant l'aquifère.

La piézométrie initiale est celle obtenue à la fin d'un premier « run », ce qui permet, en régime pseudo-

transitoire, de s'affranchir d'une condition initiale trop éloignée de la piézométrie moyenne simulée. La situation initiale pour le module de transport est donnée par le scénario 3 d'évolution des teneurs en nitrates de la nappe.

Trois scénarios prévisionnels ont été définis pour représenter l'évolution des teneurs en nitrates de l'eau de la nappe des cailloutis du Villafranchien et trois hypothèses d'intrants nitrates (basse, haute et intermédiaire) retenues pour encadrer les grandes tendances d'évolution probables des teneurs en nitrates de la nappe du Villafranchien (Fig. 8). L'hypothèse basse correspond à l'arrêt total des apports de fertilisants azotés dès 1996, ce qui permet de montrer l'inertie de la pollution de l'aquifère et l'influence des temps de transfert en ZNS. Elle montre aussi l'influence des temps de transfert en terrain non saturé qui retarde la contamination de l'aquifère. L'hypothèse haute, qui vise l'évaluation du risque maximal, s'appuie sur les flux de nitrates les plus élevés calculés pour la période 1964-1995, alors que l'hypothèse intermédiaire prend en compte la moyenne des flux de cette période et fournit de ce fait la tendance d'évolution moyenne de la contamination nitratée pour les prochaines années.

L'hypothèse basse « zéro intrant » simulée dès 1996 a montré qu'il faudrait en moyenne cinq ans pour ramener les teneurs en deçà de 50 mg/l. Dans le scénario « moyen », la nappe tend en moyenne vers un niveau de pollution proche par défaut de la norme de potabilité et souligne des situations spécifiques de pollution nitratée dans certains captages. L'hypothèse haute se traduit par des valeurs maximales très au-delà de la norme de potabilité, les teneurs les plus fortes ayant été relevées au droit de zones maraîchères.

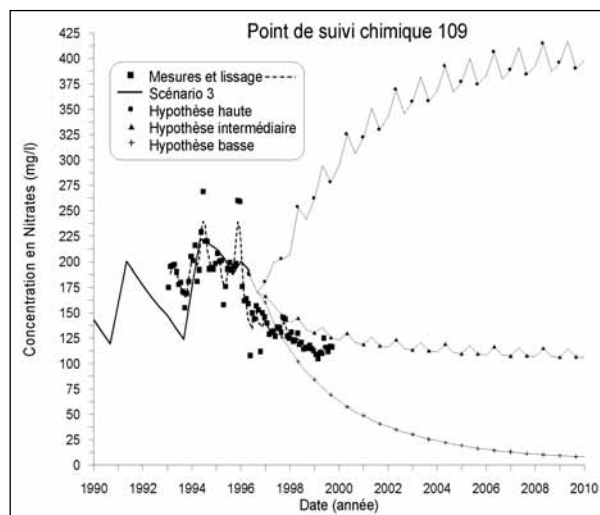


Figure 8. Trois scénarios prévisionnels du transfert des nitrates dans la nappe.

Conclusion¹⁴

Le modèle couplé d'écoulement et de transport, tel qu'il a pu être construit, constitue un outil d'aide à la décision pour la gestion de l'aquifère de la Vistrenque, à disposition des organismes concernés. Les améliorations de l'outil sont à rechercher au premier chef dans une collecte de données plus exhaustives dans le temps et l'espace : données de modélisation (géométrie de l'aquifère, conditions aux limites, occupation des sols, pratiques culturales), paramètres hydrodispersifs s'appuyant sur des traçages, changements d'échelle pour la prévision des flux azotés, ainsi que dans l'amélioration de la résolution numérique, le test d'autres couplages de modèles et des scénarios prévisionnels plus pointus.

Par ailleurs, d'autres simulations prospectives (limitées en nombre au stade du doctorat) peuvent être effectuées en testant, par exemple, l'effet de modification de l'occupation des sols dans la zone d'appel ou sur le bassin d'alimentation de captages.

Bibliographie

- Bergasud, 1989 : Modélisation de l'aquifère de la Vistrenque – phase de recueil de données – rapport d'étude.
- Brgm, 1975 : Étude hydrogéologique de la Costière-Vistrenque. Rapport n° 1.
- Brisson N. *et al.*, 1998 : STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. *Agronomie* 18, 311-346.
- Burgéap, 1966 : Étude des ressources du littoral languedocien entre le Grau-du-Roi et Sète. Rapport d'étude.
- Cemagref - Syndicat Mixte d'Etude et de Modélisation de la Vistrenque, 1990 : Nappe de la Vistrenque, modélisation numérique. Rapport d'étude.
- Crampon N., Hanich L., 1990 : Propriétés hydrodispersives du réservoir aquifère. Transfert des solutés azotés vers les nappes en milieu agricole. Nappe alluviale de Mauguio-Lunel. Sites expérimentaux de Marsillargues et de Fréjorgues (Hérault). Rapport de synthèse 1987-1989.
- Gamet R., 1964 : Hydrogéologie du bassin du Vidourle. Thèse de 3^e cycle, Université Montpellier II.
- Garcia B., 1997 : Étude des mécanismes de distribution spatiale des formes minérales de l'azote dans un aquifère. Application à la plaine méditerranéenne de la Vistrenque (Gard). Thèse de doctorat, ENGREF Montpellier.
- Pantel J., 1996 : Un exemple d'utilisation de modèles mathématiques d'écoulement et de transfert pour la compréhension de la contamination d'origine agricole d'un aquifère du Gard : la nappe de la Vistrenque. Colloque International Eau Souterraine en Région Agricole, Poitiers 9-12 septembre 1996.
- Pantel J., 2000 : Étude et modélisation des couplages entre l'hydrodynamique et les mécanismes de transfert de pollutions azotées en milieu alluvial fortement hétérogène. Nappe de la Vistrenque (Gard). Thèse Univ. Montpellier.
- Thiery E., 1993 : Essai de modélisation des transferts de nitrates dans la nappe de la Vistrenque. DEA, Université Montpellier II.

14. Nous rappelons que l'outil élaboré est la propriété de la DIREN Languedoc-Roussillon basée à Montpellier.
Contact : Paul Chemin chef de l'unité Politique de l'eau et qualité. Tél. : 04 67 15 41 41. Courriel. : paul.chemin@developpement.gouv.fr