

C

Temps de réponse des bassins versants

- Fiche C-1 Introduction sur les temps de réponse des bassins versants
- Fiche C-2 Temps de réaction
- Fiche C-3 Temps moyen de résidence
- Fiche C-4 Temps de mise à l'équilibre

Voir également les autres fiches disponibles sur les thèmes suivants :

A

Processus hydrologiques dans les bassins versants

B

Rôle, formes et transferts d'éléments intervenant dans la qualité des eaux

D

Les mécanismes de perturbation littorale liés aux apports terrestres de nutriments

E

Indicateurs pour la représentation des données de suivi et leur méthode de calcul

F

Clés de lecture ou d'interprétation des chroniques de suivi de la qualité des eaux

G

Protocoles de suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants

H

Impacts de la gestion de l'interculture sur la qualité de l'eau

I

Le phosphore dans le sol

J

Rôle des éléments du paysage dans le bassin versant

Glossaire

Tous les mots marqués par le symbole  sont définis dans le glossaire.

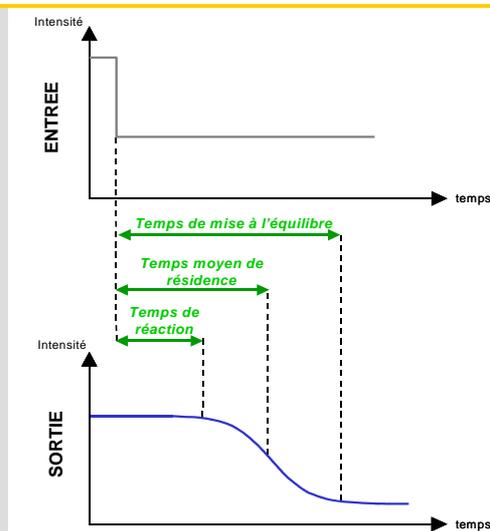
INTRODUCTION SUR LES TEMPS DE REPONSE DES BASSINS VERSANTS

● PROBLEMATIQUE

L'effet des changements de pratiques agricoles, qui ont pour objectif la réduction du bilan des fertilisants dans les bassins versants, n'est pas visible immédiatement sur les teneurs en éléments polluants à l'exutoire du bassin versant : il existe un délai, entre la variation des entrées et la réponse à la sortie des bassins (Ruiz et al., 2002).

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le temps de réponse est **une notion ambiguë qui peut renvoyer à 3 temps différents**, caractéristiques de la réponse des bassins versants à un changement de pratique :
 - Le **temps de réaction**
 - Le **temps moyen de résidence**
 - Le **temps de mise à l'équilibre**.
- Des expressions moins précises telles que temps de latence ou temps de renouvellement sont à éviter.
- La **mobilité**, la **persistance** et les **processus biogéochimiques** sont les critères qui discriminent les polluants, orientent leur mode de transfert et déterminent leur temps de parcours du bassin versant vers le réseau hydrographique.
- Le bassin versant n'est pas un conducteur parfait qui transmet le signal d'entrée à la sortie sans modification. **Si la modification des pratiques est faible, il se peut qu'aucun signal ne soit observé en sortie.**



● REMARQUES

- ➔ Le temps de réponse aux changements des pratiques agricoles dans les bassins versants, a été principalement étudié dans le cadre des dispositifs mis en place sur les bassins versants pour réduire les pollutions azotées. Les cas du phosphore et des phytosanitaires n'ont pas, à ce jour, été aussi étudiés du point de vue des temps de réponse.
- ➔ Les fiches suivantes (C-2 à C-4) présentent les résultats de recherche sur les ordres de grandeurs des temps de réaction, temps moyen de résidence et temps de mise à l'équilibre dans les bassins versants bretons, appliqués au cas des nitrates.

● PROCESSUS EN JEU

Le transfert des éléments du bassin versant vers le réseau hydrographique suit les mêmes chemins que les écoulements d'eau dans et sur le bassin versant.

Selon les caractéristiques intrinsèques des polluants, les voies de transfert privilégiées sont différentes. **Mobilité et persistance sont les deux critères qui discriminent les polluants et orientent leur mode de transfert.** (Gascuel-Oudou. et al., 2004).

De manière très schématique, 4 familles de polluants peuvent être distinguées :

- La première famille dont le nitrate est le plus connu, est caractérisée par une **forte mobilité** et une **forte persistance**. Le nitrate, élément très soluble, traverse les milieux et explore la porosité à une vitesse comparable à celle de l'eau. Le temps de parcours du nitrate entre l'entrée et la sortie d'un bassin versant est donc fortement conditionné par :
 - des processus hydrologiques de **transfert**, liés à la vitesse **de déplacement de l'eau dans la nappe** et **dans la zone non saturée**,
 - des processus **de stockage**, liés aux réserves dans les bassins (*voir fiche B-1*).Les temps de résidence de ce type de polluant sont donc assez **longs**, de l'ordre de plusieurs années.
- La seconde famille dont font partie la majeure partie des pesticides est caractérisée par une **mobilité modérée** et une **persistance modérée** (la dégradation des matières actives s'opérant principalement à l'échelle de l'année). Le temps de parcours pour ce type de polluant est donc assez **court**, de l'ordre du cycle hydrographique annuel, et essentiellement conditionné par les épisodes de crues.
- La troisième famille, dont font partie le phosphore ou les métaux, est caractérisée par une **mobilité modérée** mais une **persistance forte** qui peut conduire à une accumulation dans le sol. Les contaminations liées à ces types de polluants sont liées au cycle annuel de l'eau mais avec une amplitude qui dépendra de l'accumulation et de la disponibilité de ces éléments chimiques. D'autre part, ce type de polluants est principalement associé aux particules de sol. Ce sont donc des éléments à dominante particulaire. Le temps de parcours de ces polluants vers le réseau hydrographique est fortement conditionné par des processus hydrologiques de ruissellement de surface (*voir fiche B-6*) et donc à une série de dépôts et de reprises sur leur parcours.
- La quatrième famille est constituée de polluants dont la mobilité et la persistance sont encore mal connues (bactéries, prions, antibiotiques, ...).

Le temps de parcours des éléments dans un bassin est également conditionné par des **processus biogéochimiques et les structures paysagères** qui modifient la réponse du bassin versant aux pratiques agricoles, en l'amplifiant, en la diminuant ou en la retardant (Molénat et al., 1998). Ces processus concernent :

- les transformations de l'azote dans l'horizon organique du sol (*voir fiche B-2*) ;
- les processus de **dénitrification autotrophe** et **hétérotrophe** ;
- Les facteurs de connectivité de la parcelle au cours d'eau pour les éléments particuliers (phytosanitaires, phosphore, etc.) (*voir fiche B-7*) ;
- Les facteurs de stockage/capture ponctuel des éléments solubles et particuliers ruisselés et de relargage dans les zones tampons (zones humides, bandes enherbées, fossés, talus, etc.) (*voir fiches J*).

➔ Ces processus hydrologiques et biogéochimiques expliquent que la réponse d'un bassin à un changement de pratiques agricoles soit **progressive** et qu'elle **nécessite un délai**.

● TEMPS CARACTERISTIQUES DE LA REPOSE D'UN BASSIN VERSANT

● Transformation d'un signal

La question du temps de réponse des bassins versants à un changement de pratiques agricoles peut être assimilée à la question de la **transformation d'un signal hydrochimique - concentration ou flux d'un élément - entre l'entrée et la sortie du système bassin versant** :

- le changement des teneurs d'un élément en entrée est assimilable à l'émission d'un signal d'entrée ;
- la variation du flux ou de la concentration d'un élément à l'exutoire constitue la réponse du bassin ou signal de sortie. Il est caractérisé par sa **forme**, son **intensité**, son **amplitude temporelle** et le **décalage par rapport au signal d'entrée**.

Dans le cas des familles 2 et 3, on s'intéresse moins aux notions de bilan ou de flux (la part des flux sortant étant très faible par rapport aux entrées) mais plus à la notion de stock dans les sols, de biodisponibilité et de risque de transfert vers le réseau hydrographique.

➔ Le bassin versant n'est pas un conducteur parfait qui transmet le signal d'entrée à la sortie sans modification. Les processus de stockage et de transformation internes au bassin entraînent une **déformation du signal** (Figure 1), qui peut se traduire par un retard et par un amortissement du signal (diminution de l'intensité maximale du signal et augmentation de la durée). **Si la modification des pratiques est faible, il se peut qu'aucun signal ne soit observé en sortie.**

● 3 temps caractérisent la réponse d'un bassin versant à un signal d'entrée (Figure 1)

💧 **Temps de réaction** : temps entre l'émission d'un signal d'entrée et le début du signal de sortie.

💧 **Temps moyen de résidence** : temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant. Dans le cas d'un soluté parfait et d'un seul réservoir, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule théorique suivante :

$$T = \frac{V}{Q} \quad \text{avec, } T \quad \text{temps moyen de résidence}$$

V volume du réservoir
 Q débit du réservoir

💧 **Temps de mise à l'équilibre** : temps entre l'émission du signal d'entrée et la fin du signal de sortie.

Les ordres de grandeur de ces différents temps, dans le cas du nitrate, sont présentés dans les fiches suivantes (*fiches C-2 à C-4*).

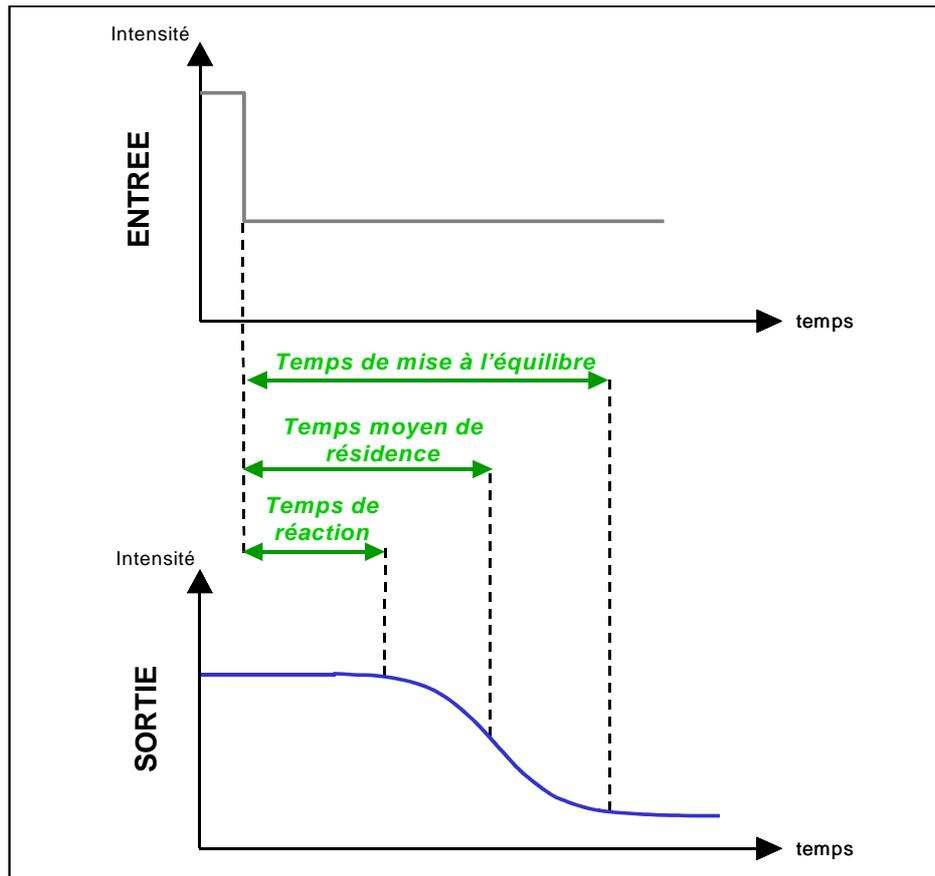


Figure 1 : Représentation schématique de la transmission d'un signal hydrochimique dans un bassin. Identification des différents temps caractérisant la réponse d'un bassin versant.

● La définition de la date d'émission du signal d'entrée est problématique

Les signaux d'entrée correspondant à des changements de pratiques agricoles sont plus complexes que le signal ponctuel représenté dans la figure 1 : les changements de pratiques sont généralement réalisés de façon progressive à l'échelle d'un bassin versant. Dans ce cas, le signal d'entrée n'est pas "carré" (Figure 2) et il se pose le problème de la définition de la date utilisée comme origine pour le calcul des différents temps de réponse.

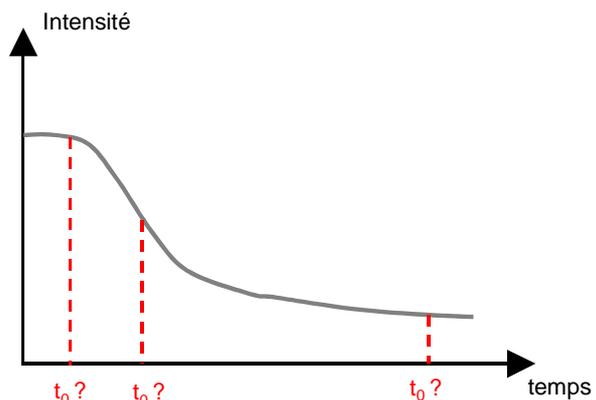


Figure 2 : Signal d'entrée correspondant à un changement de pratiques progressif dans un bassin versant.

 **REFERENCES**

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in cristalline rock aquifers. Article soumis.

Gascuel-Oudoux C. ; Aquilina L. ; Martin C. ; Molénat J., 2004. Modèles hydrologiques et temps de réponse. In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 195-203.

Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C. ; Mérot P. ; Durand P., 1998. Diagnostic approfondi sur le Yar et le Roscoat : approche de la circulation de l'eau au sein des bassins versants. IN Algues vertes en baie de Lannion – Programme d'action préventive sur les bassins versants, 2^{ème} volet : description approfondie de deux bassins versants.

Ruiz L. ; Abiven S. ; Martin C. ; Durand P. ; Beaujouan V. ; Molénat J., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in six small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budget. Hydrology and Earth System Sciences, 6, 497-505.

TEMPS DE REACTION

DEFINITION



Le **temps de réaction** correspond au temps nécessaire pour déceler une évolution des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant, suite à un changement de pratiques agricoles.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Ces conclusions sont basées sur la synthèse des travaux de recherche menés dans des **bassins versants bretons**. Il s'agit essentiellement de **résultats de modélisation**.

- La modélisation est un outil permettant d'évaluer les temps de réaction car il est possible de comparer des chroniques de flux ou de concentrations en nitrate dans une situation de changement de pratiques agricoles à une situation sans changement de pratiques, toute chose égale par ailleurs.
- Le **temps de réaction des bassins versants** à un changement de pratiques agricoles **significatif** est **court**, de l'ordre **de 2 à 5 ans** pour la plupart des modèles.
- Seule une réduction importante des apports d'azote dans un bassin versant permet d'observer dans ce délai une réaction significative du bassin versant, en terme de variation des concentrations ou des flux à l'exutoire.
- D'une manière générale, la mesure du temps de réaction par l'observation est problématique, pour deux raisons principales :
 - le **changement de pratiques est souvent progressif** et pose le problème du choix de la date à partir de laquelle est mesuré le temps de réaction du bassin ;
 - l'évolution des concentrations ou flux de nitrate liée au changement de pratiques est d'autant plus difficile à détecter et à distinguer de l'évolution liée à la variabilité climatique inter-annuelle que la modification du bilan d'azote en entrée est faible.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE L'OBSERVATION

Temps de réaction d'une nappe superficielle à un changement d'utilisation des terres dans un périmètre de captage – Cas du captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) (Marjolet et al., 2002)

Site

Le captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) exploite les eaux d'une nappe superficielle présente dans les arènes granitiques d'un massif granitique hercynien, à un débit moyen de 300 m³/jour. L'aire d'alimentation de ce captage a été estimée à 80 hectares. Elle était occupée, initialement, par des cultures (maïs, céréales, légumes de conserve, prairies pâturées).

Changements d'utilisation des terres

- 1985 : mise en place d'un périmètre de protection avec des mesures peu contraignantes (maintien des surfaces en herbe, couverture hivernale après maïs, limitation des périodes d'épandage des lisiers, raisonnement de la fertilisation, suppression des pollutions ponctuelles).
- 1990 : 30 ha des terres les plus proches du captage, soit 37.5 % de l'aire d'alimentation sont maintenues en herbe
- 1996 : boisement des 30 ha.

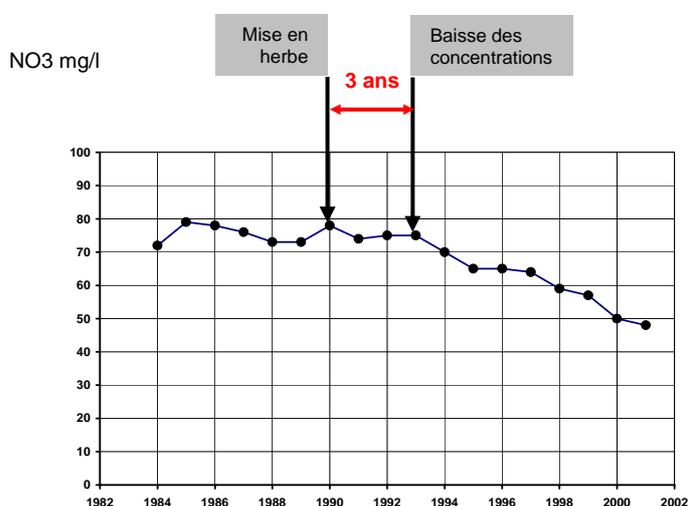


Figure 1 : Evolution de la concentration en nitrate dans l'eau du captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) de 1984 à 2001 (d'après Marjolet et al., 2002)

Résultat

Une baisse des concentrations dans la nappe est observée 3 ans après la mise en herbe (Figure 1).

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

Temps de réponse de la nappe à un changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge à l'échelle d'un versant dans le bassin de Kervidy (Molénat et al. 2002)

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevage hors-sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux conditions moyennes hivernales de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Tout changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge se traduit par une variation immédiate mais progressive de la concentration en nitrate de la nappe.
- Le temps de réaction de la nappe à un changement de pratiques agricoles dans le versant est sous-estimé, du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - seule la nappe est modélisée, le temps de transfert dans le sol n'est pas représenté : la vitesse de transfert de l'eau dans la zone non saturée étant de l'ordre de 2 m.an⁻¹ dans les sols bretons (Gascuel-Oudou et Mérot, 1986),
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps de réaction du bassin versant de La Fontaine du Theil à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (Association de Coordination Technique Agricole - ACTA, 2004)

Site

Bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) :

- superficie : 1,3 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 776 mm
- agriculture : production laitière dominante.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

2 modèles agro-hydrologiques sont comparés :

- BMP1 (Best Management Practices) : ce modèle, développé par le Cemagref de Rennes, résulte du couplage entre un modèle agronomique et un modèle hydrologique à réservoirs.
- TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

3 scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de systèmes d'exploitation croissants (Tableau 2). Les niveaux de fertilisation sont ajustés, **toutefois les bilans apparents d'azote restent excédentaires dans tous les scénarii.**

Les simulations sont réalisées sur une période de 28 ans. Pour chaque scénario, le jeu de données est constitué par :

- les données correspondant aux pratiques actuelles et permettant l'initialisation du modèle sur 7 années,
- les données provenant de chaque scénario et répétées autant de fois que nécessaire sur 21 années.

Le même cycle de 7 années climatiques (climat des années 1994-2001) est donc répété 4 fois sur la période de simulation. Il en résulte un biais dans l'évaluation de l'impact des changements de pratiques en raison d'un retour plus fréquent que la normale de l'année très pluvieuse 2000-2001 alors que l'année sèche qui a suivi n'est pas représentée dans les données.

Scénarii	Actuel	Optimisation fertilisation minérale	Optimisation poussée	Système plus herbager
	S0	S1	S2	S3
Systèmes d'exploitation :				
kg lait/VL	7000	7040	7040	6800
UGB/SFP	1,8	1,7	1,6	1,4
% maïs/SFP	39	40	35	15
% cultures de vente/SAU	29	29	25	12
jours de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols :				
% culture intermédiaire/cultures	9	9	51	32
% prairies/SAU	44	44	50	75
Indicateurs de gestion de l'azote (kg N/ha) :				
N organique+minéral	224	180	144	148
N minéral	122	82	46	49
bilan apparent azote	129	83	49	59
% Réduction du bilan par rapport à S0	-	36	62	54

Tableau 2 : Scénarii de changement de pratiques agricoles étudiés dans ACTA (2004). Evolution des pratiques, des systèmes et des indicateurs de gestion de l'azote.

Résultats

- Quel que soit le modèle utilisé, le changement de pratiques entraîne une **diminution immédiate et progressive de la concentration en nitrate dans le cours d'eau** pour les 3 scénarios.
- La réaction du bassin versant est faible et difficilement détectable la première année. Le temps nécessaire pour voir une **réaction significative des concentrations en nitrate à l'exutoire** du bassin versant au changement de pratiques agricoles varie de **2 à 10 ans**, en fonction des scénarios et des modèles (Tableau 3).

	Scenario	Modèles	
		BMP1	TNT2
Temps nécessaire pour obtenir une diminution de 5 % de la concentration en nitrate dans le cours d'eau	S1	5 ans	5 ans
	S2	1 an	4 ans
	S3	2 ans	4 ans
Temps nécessaire pour obtenir une diminution de 10 % de la concentration en nitrate dans le cours d'eau	S1	8 ans	12 ans
	S2	5 ans	7 ans
	S3	2 ans	5 ans

Tableau 3 : Temps nécessaires pour observer une diminution significative des concentrations en nitrate pour les différents scénarii et les différents modèles dans le bassin versant de la Fontaine du Theil (d'après ACTA, 2004)

Temps de réaction des bassins versants de La Fontaine du Theil, de Naizin et de Ploudiry à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (Bordenave et al., 2004)

Sites

Les caractéristiques des trois bassins versants d'étude sont présentées dans le tableau 4.

	La Fontaine du Theil (St Léger, Ille et Vilaine)	Naizin (Morbihan)	Ploudiry (Finistère)
Superficie (km ²)	1,3	12,4	6
Substrat géologique	schistes	schistes	granites
Pluviométrie moyenne annuelle (mm)	776	734	1040
Agriculture	Production laitière dominante	Production laitière, élevages hors-sol (porcs, volailles)	Production laitière, élevages hors sol (procs)
Excédent annuel du bilan de l'azote minéral (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	80	100	120
Concentration en nitrate à l'exutoire (mg.l ⁻¹)	51	66	58

Tableau 4 : Caractéristiques des sites de La Fontaine du Theil, Naizin et Ploudiry (d'après Bordenave et al., 2004).

Méthode

Le modèle utilisé est le modèle BMP1top, version maillée du modèle BMP1 développé par le CEMAGREF de Rennes.

Les scénarii étudiés sont identiques aux 3 scénarii étudiés dans ACTA (2004) et présentés dans le tableau 3, mais l'état actuel (S0) des trois bassins versants, en terme d'excédent du bilan d'azote et de concentration en nitrate à l'exutoire, diffère (tableau 4)

Résultats

Le [temps de réaction des concentrations en nitrate à l'exutoire](#) des bassins versants varie de **2 à 5 ans**, en fonction des bassins, lorsque les changements de pratiques concernent l'ensemble du bassin simultanément.



REFERENCES

ACTA., 2004. Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix de modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture. Rapport final ACTA, Arvalis, Institut de l'élevage, INRA, CEMAGREF. 35p.

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in cristalline rock aquifers. Article soumis.

Bordenave P., Bioteau T., Turpin N., 2004. Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation de pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56) ; Saint-Léger (35) ; Ploudiry (29). In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 235-237.

Gascuel-Oudoux C., Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Marjolet G., Artur A., Freslon M., 2002. Périmètres de protection des captages d'eau souterraine dans le Massif Armoricaïn : effets sur la qualité des eaux. Celtic Water in a European Framework. Pointing the way to quality. The Third inter-celtic colloquium on hydrology and management of water resources. National University of Ireland, Galway, 8th-10th July 2002.

Molénat J., Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 :479-492.

Ruiz L., Abiven S, Durand P., Martin C., Vertès F., Beaujouan V., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small agricultural catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. Hydrology and Earth System Sciences 6(3): 507-513.

TEMPS MOYEN DE RESIDENCE

DEFINITION



Le **temps moyen de résidence** correspond au temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant (Syn. *Temps moyen de transfert*). En supposant que l'écoulement soit homogène dans le temps et dans l'espace, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule suivante :

$$T = \frac{V}{Q}$$

avec, T temps moyen de résidence
 V volume du réservoir
 Q débit du réservoir.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Ces conclusions sont basées sur la synthèse de travaux de recherche menés dans des **bassins versants bretons**.

- Les temps moyens de résidence de l'eau et des nitrates **sont variables au sein d'un bassin versant**. Ils **dépendent de la position topographique** à laquelle la molécule d'eau ou de nitrate a été émise. Deux domaines peuvent être définis :
 - un **domaine de bas et de mi-versant** où les temps moyens de résidence sont **inférieurs à l'année**,
 - un **domaine de haut de versant** où les temps moyens de résidence sont **supérieurs à l'année**.
- **En moyenne**, à l'échelle d'un bassin versant, **les temps moyens de résidence des nitrates sont supérieurs à 5 - 8 ans**.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

Temps moyen de résidence du nitrate dans la nappe du bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) (Molénat et al. 2002)

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevages hors sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux conditions moyennes hivernales de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Les temps de résidence de l'eau dans la nappe sont très variables le long du versant : ils dépendent de la position topographique et augmentent du bas vers le haut de versant (Figure 1). L'eau présente dans la rivière à un instant donné regroupe donc des eaux d'âge très différent.

- Il faut ajouter au temps de résidence dans la nappe, le temps de transfert de l'eau, de la surface du sol vers la nappe. La vitesse de l'eau dans cette zone non saturée est ici estimée à 2 m.an⁻¹ (Gascuel-Oudoux et Mérot, 1986). Le temps de transfert du nitrate vers la nappe peut être supérieur à 1 an dans les zones de plateau où le toit de la nappe est situé à plus de 2 m de profondeur.
- 2 grands domaines sont définis (Figure 1) :
 - le domaine du **plateau de haut de versant**, où le temps de résidence de l'eau dans le versant est de **quelques années**,
 - le domaine de la **pente et du bas de versant**, où le temps de résidence de l'eau dans le versant est **inférieur à l'année** (de quelques jours à quelques mois).

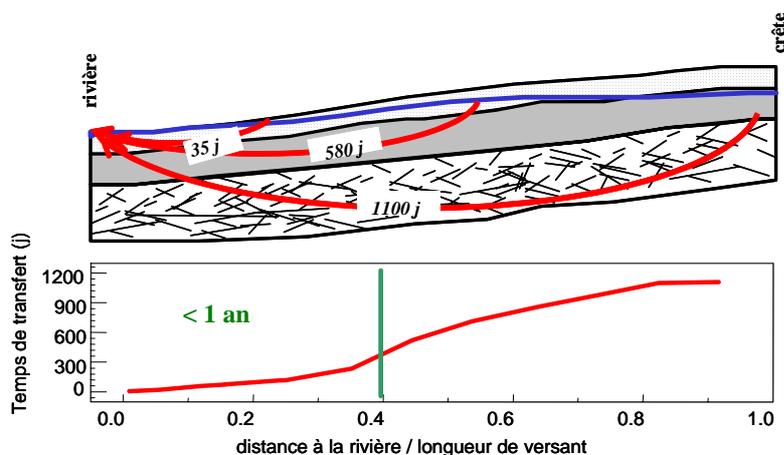


Figure 1 : Estimation par modélisation des temps de transfert de l'eau dans la nappe le long d'un versant du bassin de Kervidy (d'après Molénat et Gascuel-Oudoux, 2002)

- Le temps moyen de résidence dans la nappe est sous-estimé, du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps moyen de résidence du nitrate de l'eau dans les nappes des bassins versants de Naizin, de l'Horn et du Yar (BRGM, 2004)

Sites

Les caractéristiques des trois bassins versants d'étude sont présentées dans le Tableau 2.

	Horn (Finistère)	Naizin (Morbihan)	Yar (Côtes-d'Armor)
Superficie (km²)	80	12,4	60
Substrat géologique	Gneiss et micaschistes	schistes	Géologie variée, formations métamorphiques
Agriculture	Production légumière dominante et polyculture élevage	Production laitière, élevages hors-sol (porcs, volailles)	Polyculture élevage

Tableau 2 : Caractéristiques des bassins versants de l'Horn, de Naizin et du Yar (d'après BRGM, 2004).

Méthode

Les transferts d'eau dans la nappe des bassins versants sont modélisés à l'aide du modèle hydrologique GARDENIA, qui permet le calcul de la contribution des eaux de nappe au débit des cours d'eau.

Les volumes d'eau stockés dans les nappes sont cartographiés par des méthodes géophysiques.

Le temps de transfert de l'eau dans la [zone non saturée](#), estimé à 2 m.an^{-1} , est ajouté au temps de résidence calculé dans la nappe.

Résultats

- Le temps moyen de résidence varie de 4 à 7,5 ans dans les 3 bassins versants (Tableau 3)

	Horn (Finistère)	Naizin (Morbihan)	Yar (Côtes-d'Armor)
Volume d'eau stocké dans la nappe (millions de m^3)	34,7	10,3	22
Vitesse de vidange de la nappe (millions $\text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$)	13,8	1,8	12,6
Temps moyen de résidence de l'eau dans le bassin	5 ans	7,5 ans	4 ans

Tableau 3 : Temps moyens de résidence de l'eau dans les bassins versants de l'Horn, de Naizin et du Yar (d'après BRGM, 2004).

- Le temps moyen de résidence dans la nappe est sous-estimé du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail : les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Conclusion

Les temps moyens de résidence, tout comme les temps de réaction, sont variables d'un bassin versant à l'autre. En moyenne, à l'échelle d'un bassin versant, ils sont supérieurs à 5-8 ans.

REFERENCES

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in crystalline rock aquifers. Article soumis.

BRGM, 2004. Qualité des eaux en Bretagne – Ruissellement, infiltration, temps de réponse.

Gascuel-Oudoux C. ; Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 : 479-492.

TEMPS DE MISE A L'EQUILIBRE

DEFINITION



Le **temps de mise à l'équilibre** correspond au délai entre un changement de pratiques agricoles et la stabilisation des flux ou des concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin versant (la définition de temps de mise à l'équilibre est proposée ici dans le cadre d'une reconquête de la qualité de l'eau dans les bassins versants).

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les résultats des travaux de recherche menés dans des bassins versants bretons montrent que **le temps de mise à l'équilibre des concentrations en nitrate à l'exutoire des bassins versants, suite à un changement de pratiques agricoles, sont fortement variables d'un bassin à l'autre** : ils peuvent être **très courts (de l'ordre de 5 ans)** dans certains bassins à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide **ou beaucoup plus long (jusqu'à plus de 15 ans)** dans des bassins à dynamique lente et à forte inertie.
- Le temps de mise à l'équilibre est une **notion théorique** dans la mesure où les bassins versants réels ne sont jamais dans un état d'équilibre strict : il existe des évolutions permanentes, liées en particulier aux changements individuels dans les exploitations agricoles.
- Le niveau de concentration atteint après le temps d'équilibre dépend du niveau du changement de pratiques réalisé : la concentration à l'équilibre est d'autant plus faible que le changement de pratiques est important.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE L'OBSERVATION

Evolution des concentrations en nitrate depuis les années 1970 à Plonevez-Lochrist (Finistère) (G. Marjolet, comm. pers.)

Dans le secteur de Plonevez-Lochrist, des données de concentration en nitrate dans le cours d'eau sont disponibles depuis les années 70. L'agriculture est basée sur la production légumière et la SAU représente 90% de la surface du bassin. Le changement des systèmes de production agricole et l'augmentation de l'utilisation d'intrants date de 1960-1970. Depuis 30 ans, les concentrations en nitrate ont subi une évolution de type courbe en S : depuis quelques années, la concentration en nitrate se stabilise autour de 120 – 130 mg.l⁻¹. Le temps nécessaire pour atteindre un nouvel équilibre, compte-tenu de l'état initial du système (la concentration en nitrate avant le changement de pratiques agricoles des années 60 n'est pas connue) et de la pression polluante appliquée est de l'ordre de **30 ans**.

ORDRE DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

 **Temps de réponse de la nappe à un changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge à l'échelle d'un versant dans le bassin de Kervidy (Naizin, Morbihan) (Molénat et Gascuel, 2002)**

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevages hors sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. [Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.](#)

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la  [recharge](#) de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux [conditions moyennes hivernales](#) de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Quel que soit le scénario, la concentration en nitrate [dans la nappe](#) atteint un nouvel équilibre [3,5 ans](#) après la [modification de la concentration dans la recharge](#) (Figure 1).

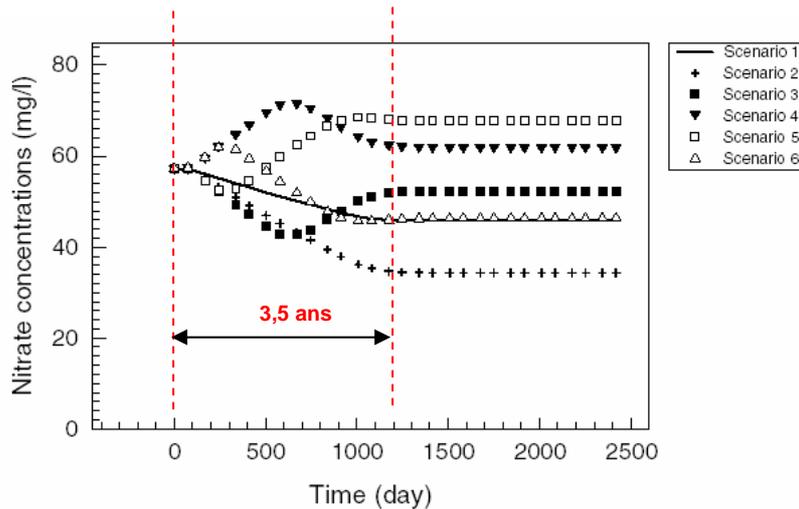


Figure 1 : Evolution des concentrations en nitrate dans la nappe pour les 6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge (d'après Molénat et Gascuel, 2002)

- Le temps de mise à l'équilibre de la nappe après un changement de pratiques agricoles dans le bassin versant est sous-estimé du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - seule la nappe est modélisée, le temps de transfert dans le sol n'est pas représenté : la vitesse de transfert de l'eau dans la **zone non saturée** étant de l'ordre de 2 m.an^{-1} dans les sols bretons (Gascuel-Oudou et Mérot, 1986),
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps de mise à l'équilibre de la nappe à partir d'une concentration nulle à l'échelle des bassins versants de Kerrien et Kerbernez (Finistère) (Martin, 2003)

Sites

Les bassins versants sont situés sur le site de Kerbernez (Plomelin, Finistère)

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe à l'échelle du bassin versant sont modélisés à l'aide des modèles MODFLOW et MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas représentés. La concentration en nitrate initiale dans la nappe est nulle. Une recharge annuelle constante de 80 mg.l^{-1} est appliquée. La concentration en nitrate dans la nappe est modélisée à 2 profondeurs : 5 et 15 m. Les simulations sont réalisées sur 13 ans.

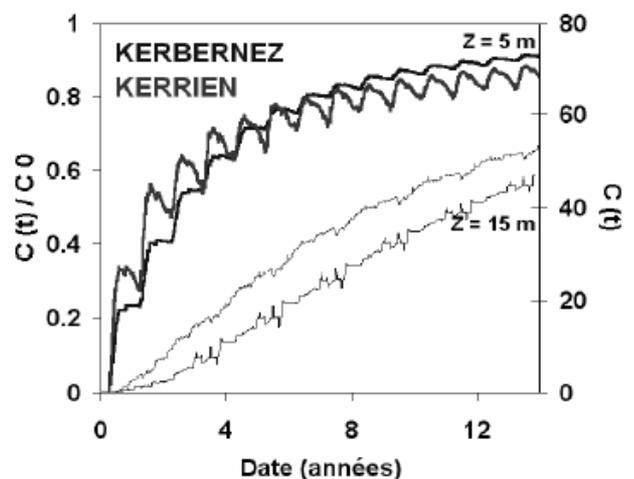


Figure 2 : Evolution des concentrations dans la nappe dans deux bassins versants, en partant d'une concentration nulle et en supposant une recharge constante de 80 mg.l^{-1} (d'après Martin, 2003)

Résultats

Le temps de mise à l'équilibre n'est pas homogène sur toute la profondeur de la nappe (Figure 2) :

- à 5 m de profondeur, le temps de mise à l'équilibre de la nappe est de 12 ans.
- à 15 m de profondeur, l'équilibre n'est pas atteint au bout des 14 ans de simulation : le temps de mise à l'équilibre est supérieur à la quinzaine d'années.

● Temps de réponse du bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (ACTA, 2004)

Site

Bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) :

- superficie : 1,3 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 776 mm
- agriculture : production laitière dominante.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

3 modèles agro-hydrologiques sont comparés :

- BMP1 (Best Management Practices) : ce modèle, développé par le CEMAGREF de Rennes, résulte du couplage entre un modèle agronomique et un modèle hydrologique à réservoirs.
- ETNA (Evaluation du Transfert de Nitrate dans des bassins versant Agricoles) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, est un modèle global, basé sur le calcul du bilan agronomique à la parcelle et sur un modèle hydrologique non spatialisé avec deux réservoirs de nappe (Ruiz et al. 2002). Il permet de simuler les variations interannuelles et saisonnières des concentrations en nitrate à l'exutoire des bassins versants
- TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

3 scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de système d'exploitation croissant (Tableau 2). Les niveaux de fertilisation sont ajustés, toutefois les bilans apparents d'azote restent excédentaires dans tous les scénarii.

Les simulations sont réalisées sur une période de 28 ans. Pour chaque scénario, le jeu de données est constitué par :

- les données correspondant aux pratiques actuelles et permettant l'initialisation du modèle sur 7 années,
- les données provenant de chaque scénario et répétées autant de fois que nécessaire sur 21 années.

Le même cycle de 7 années climatiques (climat des années 1994-2001) est donc répété 4 fois sur la période de simulation. Il en résulte un biais dans l'évaluation de l'impact des changements de pratiques en raison d'un retour plus fréquent que la normale de l'année très pluvieuse 2000-2001 alors que l'année sèche qui a suivi n'est pas représentée dans les données.

Une simulation sur une période de 60 ans a été réalisée avec ETNA pour le scénario 3.

Scenarii	Actuel	Optimisation fertilisation minérale	Optimisation poussée	Système plus herbager
	S0	S1	S2	S3
Systèmes d'exploitation :				
kg lait/VL	7000	7040	7040	6800
UGB/SFP	1,8	1,7	1,6	1,4
% maïs/SFP	39	40	35	15
% cultures de vente/SAU	29	29	25	12
jours de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols :				
% culture intermédiaire/cultures	9	9	51	32
% prairies/SAU	44	44	50	75
Indicateurs de gestion de l'azote (kg N/ha) :				
N organique+minéral	224	180	144	148
N minéral	122	82	46	49
bilan apparent azote	129	83	49	59

Tableau 2 : Scénarii de changement de pratiques agricoles étudiés dans ACTA (2004). Evolution des pratiques, des systèmes, et des indicateurs de gestion de l'azote.

Résultat

Le temps de mise à l'équilibre est difficile à déterminer car l'évolution des concentrations devient asymptotique à son approche :

- pour ETNA, il est évalué à une **cinquantaine d'années** dans le cas du scénario 3 où les changements de pratiques sont les plus importants (Figure 3),
- pour TNT2, les 28 années de simulations ne sont pas suffisantes pour le déterminer : il est **supérieur à 30 ans**.

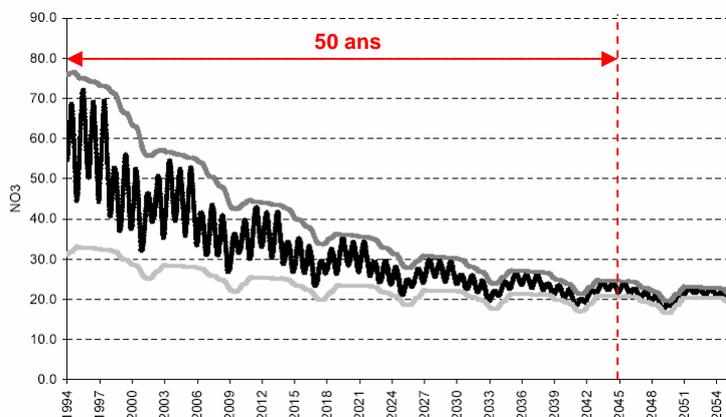


Figure 3 : Simulation sur 60 ans des concentrations en nitrate dans le cours d'eau (noir), dans la nappe lente (gris clair) et dans la nappe rapide avec ETNA dans le cas du scénario 3 (d'après Durand P in Acta, 2004)

● Temps de réponse des bassins versants du Haut-Gouessant (Côtes d'Armor) et de l'Horn (Finistère) à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (DURAND P. et al., 2006)

Site

Bassin versant du Haut-Gouessant (Côtes d'Armor) :

- superficie : 21km²
- substrat géologique : granite et grès
- agriculture : élevages bovins et porcins

Bassin versant de l'Horn (Finistère) :

- superficie : 44 km²
- substrat géologique : micaschistes et gneiss
- agriculture : production légumière + élevage (hors-sol majoritaire)

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

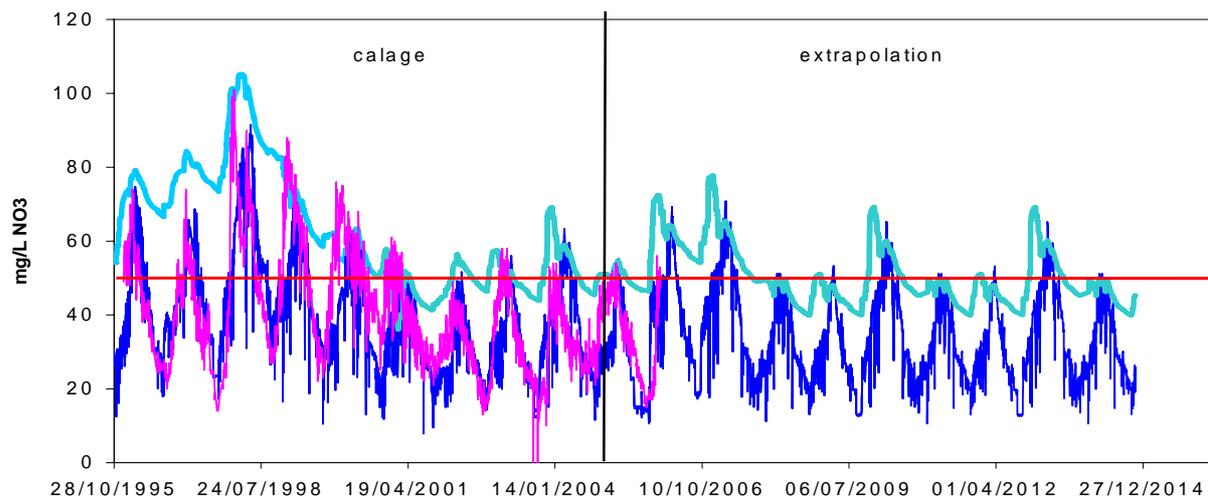
Le modèle agro-hydrologique utilisé est TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation). Ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

Plusieurs scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de système d'exploitation.

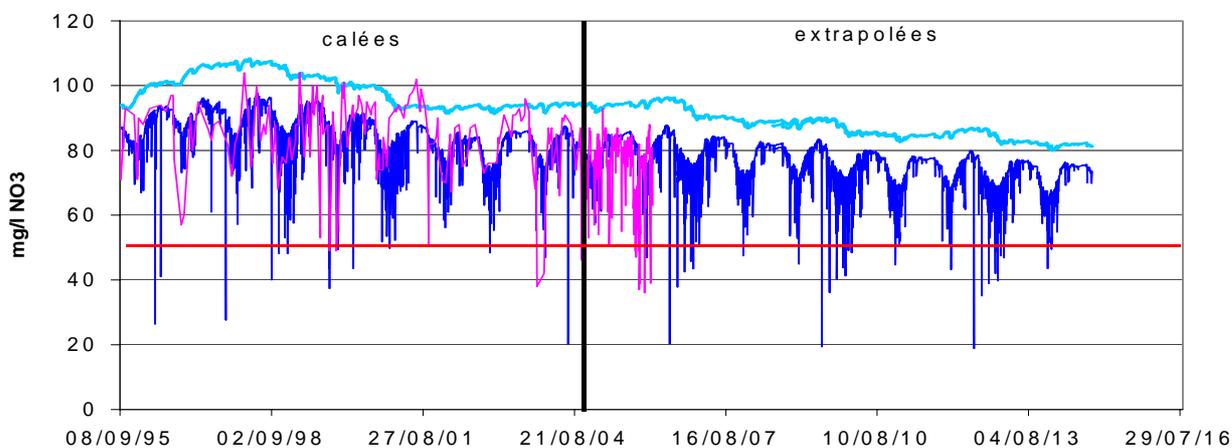
L'illustration ci-dessous correspond au scénario où il y a une évolution des pratiques avec baisse des apports d'azote de 1995 à 2004. Puis en 2004, les pratiques agricoles restent constantes.

Résultat

- Le bassin versant du Haut-Gouessant est un bassin à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide. Cette dynamique rapide se manifeste en particulier par une variabilité intra-annuelle de la concentration en nitrates de la nappe (figure 4, courbe en bleu clair), qui peut atteindre plusieurs dizaines de milligrammes en quelques semaines. A partir de 2004, la simulation considère que si les pratiques agricoles restent constantes, les concentrations dans la nappe et dans la rivière (figure 1, courbe bleu foncé) se stabilisent alors assez rapidement. La modélisation tend à démontrer que, pour ce bassin versant, le « temps de mise en équilibre » serait extrêmement court et de moins de cinq ans.
- A l'opposé, le bassin de l'Horn apparaît comme un bassin à dynamique hydrologique et hydrochimique lente, à forte inertie et à temps de mise en équilibre long. Ceci se manifeste par une faible variabilité intra-annuelle de la concentration en nitrates de la nappe (figure 4, courbe bleu clair) qui est inférieure à une dizaine de milligrammes en une année. Le temps de mise à l'équilibre quand à lui est long, au moins supérieur à une dizaine d'années, puisque les concentrations dans la nappe et la rivière ne sont pas encore stabilisées en 2013 pour une simulation où l'on considère que les pratiques agricoles restent constantes à partir de 2004.



HAUT-GOUessant



HORN

Figure 4 : Simulation des concentrations de nitrate dans la nappe et dans la rivière des bassins versants du Haut-Gouessant et de l'Horn (P. Durand et al, 2006)

- concentration simulée de la nappe
- concentration simulée de la rivière
- concentration réelle mesurée dans la rivière

CONCLUSION

Les temps de mise à l'équilibre sont fortement variables d'un bassin à l'autre.

Ils peuvent être très courts (de l'ordre de 5 ans) dans certains bassins à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide. Mais ils peuvent être beaucoup plus longs (jusqu'à plus de 15 ans) dans des bassins à dynamique lente et à forte inertie.

 **REFERENCES**

ACTA, 2004. Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix de modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture. Rapport final ACTA, Arvalis, Institut de l'élevage, INRA, CEMAGREF. 35p.

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in crystalline rock aquifers. Article soumis.

Bordenave P., Bioteau T., Turpin N., 2004. Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation de pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56) ; Saint-Léger (35) ; Ploudiry (29). In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 235-237.

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne (CSEB), 2006 - Avis complémentaire sur l'évolution de la qualité des eaux en Bretagne et recommandations complémentaires pour une nouvelle politique de l'eau. 16 p. Rapport téléchargeable sur le site www.cseb-bretagne.fr

Durand P., Ferchaud F., Salmon-Monviola J., Goetschel F. & Martin C., 2006 - Evaluation de l'impact des actions agricoles sur l'évolution des paramètres nitrates par l'utilisation de modèle déterministe. Evolution des paramètres nitrate dans les bassins versants en fonction de plusieurs scénarios d'action agricole. UMR SAS INRA-Agrocampus Rennes, Rapport d'étude pour la Mission BEP. 105 p. + annexes.

Gascuel-Oudoux C., Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versant agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, 267p.

Molénat J., Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 :479-492.



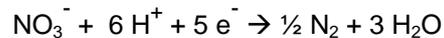
GLOSSAIRE (FICHES C)

D

DENITRIFICATION

Réduction de l'azote nitrique (NO_3^-) en azote gazeux (N_2O , N_2).

La dénitrification peut être biologique ou chimique. La dénitrification biologique fait intervenir de nombreuses espèces de bactéries dont *Pseudomonas agrobacterium* : l'ion nitrate est utilisé comme accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène pour la respiration. La dénitrification conduit principalement à la libération de l'azote gazeux N_2 selon la réaction :



Les conditions nécessaires à la dénitrification sont :

- la présence de nitrate,
- un milieu anaérobie ou avec peu d'oxygène
- la présence de bactéries dénitrifiantes
- la présence de donneurs d'électrons

Les électrons proviennent de l'oxydation de la matière organique ou d'un composé minéral, ce qui conduit à définir 2 types de dénitrification :

- La dénitrification est **hétérotrophe** lorsque les bactéries responsables de l'oxydation de la matière organique utilisent le carbone organique comme source d'électrons. La dénitrification hétérotrophe est optimale dans un milieu appauvri en oxygène, avec une température relativement élevée, quand la matière organique, donneur d'électrons, et les bactéries dénitrifiantes sont présentes. Ces conditions sont généralement réunies dans les trente premiers centimètres des sols des zones de bas de versant : la présence d'un engorgement permanent ou de longue durée induit des conditions d'anoxie. La dénitrification est plus active en été où la température est favorable.
- La dénitrification est **autotrophe** lorsque les bactéries utilisent des composés minéraux, tels que la pyrite (sulfure ferreux FeS_2) comme source d'électrons.

R

RECHARGE

Processus par lequel la zone saturée d'un aquifère reçoit un apport d'eau extérieur, soit directement dans la formation elle-même, soit indirectement par l'intermédiaire d'une autre formation (sol).

T

TEMPS DE REACTION

Temps nécessaire pour déceler une évolution des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant suite à un changement de pratiques agricoles.

TEMPS DE REPONSE

En hydrologie (*Glossaire International d'Hydrologie*), la notion de temps de réponse est bien définie. Elle est utilisée à l'échelle de l'événement pluvieux pour désigner le temps écoulé entre les instants qui correspondent respectivement au centre de gravité d'une averse et au centre de gravité du ruissellement ou au débit de pointe.

En terme de qualité des eaux, la notion de temps de réponse est utilisée pour désigner le temps nécessaire pour observer une réponse en terme de flux ou de concentration en nitrate à l'exutoire d'un bassin versant à un changement de pratiques agricoles (qui a pour objectif la réduction des apports d'azote dans le bassin versant). Dans ce cas, le temps de réponse ne concerne pas l'échelle de l'événement pluvieux mais une échelle pluri-annuelle.

La notion de temps de réponse est ambiguë. Elle peut désigner :

- le **temps de réaction** du bassin versant à un changement de pratiques agricoles,
- le **temps de mise à l'équilibre** des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant suite à un changement de pratique,
- le **temps moyen de résidence** du nitrate dans le bassin.

TEMPS DE MISE A L'EQUILIBRE

Délai entre un changement de pratiques agricoles et la stabilisation des flux ou des concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin versant.

TEMPS MOYEN DE RESIDENCE

Temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant. En supposant que l'écoulement est homogène dans le temps et dans l'espace, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule théorique suivante :

$$T = \frac{V}{Q} \quad \text{avec, } T \quad \text{temps moyen de résidence}$$

V volume du réservoir
 Q débit du réservoir

Cette notion est aussi utilisée en océanographie.

Z

ZONE NON SATUREE

- Système à 3 phases (solide, liquide, gaz) où seule une partie de la porosité est remplie d'eau, le reste étant occupé par de l'air.
- Zone située au dessus de la zone saturée, que la nappe n'atteint pas en permanence et dont une partie de la porosité seulement est remplie d'eau. Selon les bassins versants et la position topographique considérée, la zone non saturée est constituée par le sol et/ou l'altérite.

ZONE SATUREE

- Système à deux phases (solide, liquide) où tous les pores sont remplis d'eau.
- Zone située en profondeur, que la nappe occupe pendant toute l'année et dont toute la porosité est remplie par de l'eau en permanence.