

Evolution de la qualité des eaux souterraines captées

Outils pour la prévision

Entwicklung der Grundwasserqualität an Fassungen

Werkzeuge für die Prognose

Die Entwicklung der Konzentration eines Schadstoffes in einem Grundwasserförderbrunnen kann mathematisch mithilfe der sogenannten integralen Konvolution berechnet werden. Hierzu werden die zeitliche und räumliche Verteilung des Schadstoffeintrags im Einzugsgebiet des Brunnens sowie die Verweilzeit des Schadstoffes im ungesättigten und gesättigten Bereich des Grundwasserleiters benötigt. Im Rahmen eines Nitrat-Projektes wurde auf diese Weise die Entwicklung von Nitrat-Konzentrationen an einem Förderbrunnen in Wohlenschwil (AG) vorhergesagt. Die Schadstoff-Verweilzeiten wurden durch Wasserbilanzen, Markierungsversuche und analytische Modelle bestimmt.

Evolution of Groundwater Quality in Production Wells

Prediction Tools

The evolution of contaminant concentrations in a groundwater production well can be calculated by the equation of integral convolution. The following parameters are needed: the temporal and spatial distribution of the pollutant fluxes in the catchment area of the production well and the transit time of the solute contaminant transported through the unsaturated zone and saturated zone of the aquifer. In the framework of a "nitrate project" the convolution equation is applied in order to assess the evolution of nitrate concentrations in a production well located in Wohlenschwil (AG). The distribution of transit times of contaminants is determined combining various approaches, such as water balances, artificial tracers and analytical models.

Antoine Baillieux



L'évolution de la concentration en contaminant d'une eau souterraine dans un puits peut être déterminée par l'équation de la convolution intégrale. Cette équation se base sur deux paramètres: l'historique et la distribution spatiale des flux d'un contaminant entrant dans le bassin d'alimentation du captage et les temps de transit d'un contaminant dissout à travers la zone non saturée et saturée de l'aquifère. Dans le cadre d'un « projet Nitrates », l'évolution de la concentration en nitrates a été déterminée de cette manière au captage de l'aquifère de Wohlenschwil (AG). La distribution des temps de transit des contaminants est calculée en couplant les approches bilans hydrologiques, traçages artificiels et modèles analytiques.

1 Introduction

Bien que les eaux souterraines soient généralement moins facilement mobilisables que les eaux de surface, les aquifères représentent 80% des sources d'approvisionnement en eau potable de la Suisse [1]. L'avantage des aquifères comme source d'approvisionnement en eau potable réside surtout dans leur capacité à atténuer l'impact des contaminants sur la qualité de leur eau. Cette atténuation s'exprime en particulier dans les sols et dans les aquifères meubles, qui contribuent à la filtration et à la dégradation des contaminants par voies chimiques et biologiques [2]. Elle est aussi liée aux *temps de résidence* des eaux souterraines



Fig. 1 Vue générale des terres agricoles du vallon de Wohlenschwil, site d'un projet Nitrates.

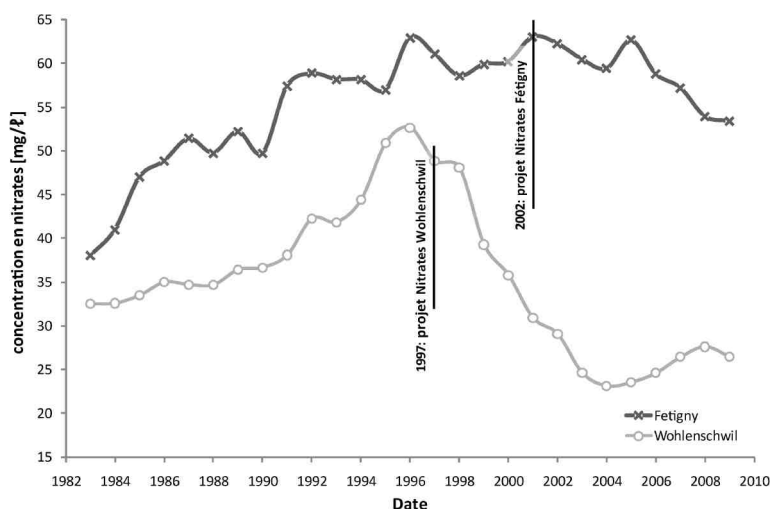


Fig. 2 Evolution de la concentration en nitrates (moyenne annuelle en mg/l) au captage de Froberg à Wohlenschwil (AG) (ligne grise) et au puits des Danaïdes à Fétigny (FR) (ligne noire).

qui leurs confèrent une certaine inertie face aux contaminations du bassin versant. Ce dernier point a pour avantage de retarder l'arrivée d'une contamination chimique dans un captage d'eau potable et d'augmenter d'autant le temps disponible pour son élimination ou sa dégradation naturelle. Néanmoins, cette inertie a aussi son revers, en particulier lorsque des contaminants persistants sont à l'origine de la pollution. La qualité de l'eau souterraine s'en trouve alors durable-

ment détériorée, ce qui se répercute tout aussi durablement sur la qualité de l'eau exploitée [3-5]. Certaines pratiques agricoles intensives peuvent contaminer les aquifères par lessivage de substances indésirables (par ex. nitrates et produits phytosanitaires). Afin de lutter contre la *dégradation de la qualité des eaux souterraines*, des projets de réhabilitation se mettent en place. En Suisse, c'est la Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) qui en définit le cadre, alors qu'en Eu-

rope, ils sont régis par la Directive-cadre sur l'eau (DCE/WFD). Il s'agit en particulier de diminuer les flux de contaminants entrant dans les aires d'alimentation des captages d'eau souterraine. Dans ce même contexte, le réseau NAQUA (Observation nationale des eaux souterraines) permet d'identifier les grandes tendances de l'évolution de la qualité des eaux en Suisse [1], et, dans une plus large mesure, d'évaluer ainsi le succès des politiques environnementales et agricoles, l'impact des changement d'affectation des sols (urbanisation, abandon des exploitations agricoles) et l'effet des mutations climatiques (influence sur la recharge et l'hydrodynamique souterraine).

Les « *projets Nitrates* », soutenus par la Confédération (LEaux, art. 62a), consistent principalement en une conversion de certaines cultures intensives en d'autres cultures (généralement des prairies), mieux adaptées à réduire le lessivage des nitrates, processus favorisé par le travail du sol [6] (fig. 1). Le retour d'expérience sur les projets Nitrates menés depuis une dizaine d'années, montre que l'impact de tels projets d'assainissement sur la qualité de l'eau souterraine peut varier singulièrement d'un aquifère à l'autre. Ceci est illustré dans la figure 2, par la comparaison entre deux projets, l'un lancé en 1997 à Wohlenschwil (AG) et l'autre en 2002 à Fétigny (FR). Certes, une baisse de la concentration en nitrates a été observée dans les deux puits de pompage. Cependant, après le même intervalle de six ans, elle était beaucoup plus marquée à Wohlenschwil (fig. 1) qu'à Fétigny. En effet, alors que dans le premier exemple, la teneur en nitrates a chuté de 49 mg/l à 25 mg/l entre 1997 et 2003, dans le deuxième cas, elle ne s'est réduite que de 62 mg/l à 54 mg/l entre 2002 et 2008 (fig. 2). Suivant les caractéristiques hydrogéologiques du site concerné, la réponse au captage de la qualité de l'eau face aux mesures environnementales du projet Nitrates apparaîtra plus ou moins rapidement. Une prise en compte de cette inertie des systèmes hydrogéologiques devrait permettre de mieux appréhender l'efficacité attendue de tels projets sur la qualité de l'eau captée.

Le projet de recherche, objet du présent article, étudie le lien entre les variations de flux de contaminants infiltrés dans l'aire d'alimentation et l'évolution de la contamination des eaux souterraines captées. L'objectif est de développer des méthodes d'investigation permettant de prévoir l'effet des mesures environnementales pri-

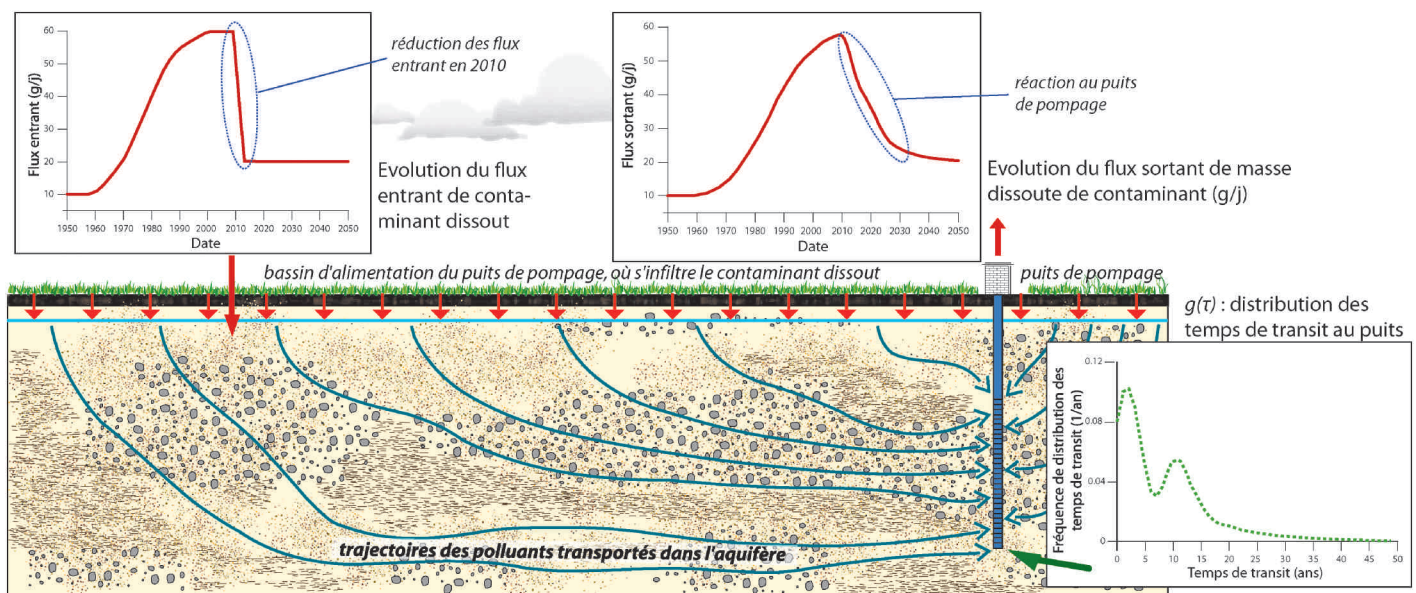


Fig. 3 Schéma conceptuel de l'infiltration d'une contamination diffuse dans le bassin d'alimentation d'un captage d'eau souterraine et du transport de la masse de contaminant dissout selon différentes lignes de courant (flèches) jusqu'au captage; évolution du flux de masse captée selon l'historique des entrées dans le bassin d'alimentation et la distribution des temps de transit de l'eau au captage.

ses dans l'aire d'alimentation sur la qualité de l'eau captée, plus précisément de prédire le délai dans lequel l'assainissement de la ressource d'eau souterraine peut être atteint. La méthodologie est développée pour des contaminants dissous soumis à un transport conservatif et non retardé.

Cet article est composé de quatre parties:

- description des méthodes de caractérisation de la distribution des temps de transit d'une eau captée.
- application, sur un site réel, de diverses méthodes expérimentales afin de prévoir l'évolution des teneurs en nitrates d'une eau souterraine exploitée sur la base de l'historique de l'utilisation des sols.
- analyse de la cohérence des teneurs en nitrates prédites par les méthodes appliquées et celles réelles, observées au puits depuis la mise en place du projet Nitrates, afin de valider les stratégies d'investigation.
- discussion des limites et avantages des différentes méthodes proposées.

L'ion nitrate fait ici figure de substance idéale pour cette approche, puisque, lorsqu'il est présent en concentrations dépassant le bruit de fond naturel, il reflète généralement des contaminations d'origine agricole. L'aquifère de Wohlenschwil (AG), site d'un projet Nitrates [7], se prête bien à cette étude, car l'historique de l'utilisation des terres agricoles y est bien

connu, ce qui permet de reconstruire celui du lessivage des nitrates dans l'aire d'alimentation.

2 Principes et méthodes

2.1 Distribution des temps de transit

La maîtrise de l'évolution de la qualité des eaux dans un captage passe par une connaissance du *temps de réponse* de l'aquifère, c'est-à-dire du temps nécessaire pour qu'une masse de contaminants dissous introduite dans le bassin d'alimentation affecte la qualité de l'eau au captage. Ce temps de réponse correspond au temps de parcours des solutés (masse des contaminants dissous) depuis les lieux d'infiltration jusqu'au captage. Comme illustré sur la *figure 3*, il varie en fonction de trois facteurs:

- la situation du point d'entrée du soluté dans le sol,
 - le déplacement le long des lignes de courant,
 - les processus de dispersion / diffusion au cours du transport.
- De leur combinaison résulte une distribution des temps de transit

des solutés, depuis les surfaces d'infiltration jusqu'au captage. Ceci explique pourquoi des solutés entrant simultanément en différents points du bassin d'alimentation n'arrivent pas en même temps au captage. Lors d'un changement des flux entrant dans le bassin d'alimentation, cette distribution des temps de transit peut se traduire par un décalage temporel et un étalement de la variation de concentration du soluté au captage. Dans l'exemple de la *figure 3*, une forte réduction des flux de solutés dans le bassin d'alimentation entraîne une réaction de la concentration au captage étalée dans le temps, au fur et à mesure que des concentrations plus basses atteignent le captage.

L'exemple fictif de la *figure 3* montre que si l'évolution de la qualité de l'eau au captage est liée à l'historique des masses dissoutes entrant dans le bassin d'alimentation, elle est aussi liée à la distribution des temps de transit de l'eau captée dans l'aquifère. Ce lien physique est bien décrit par le *principe de convolution*, qui lie l'évolution d'une concentration en entrée d'un réservoir

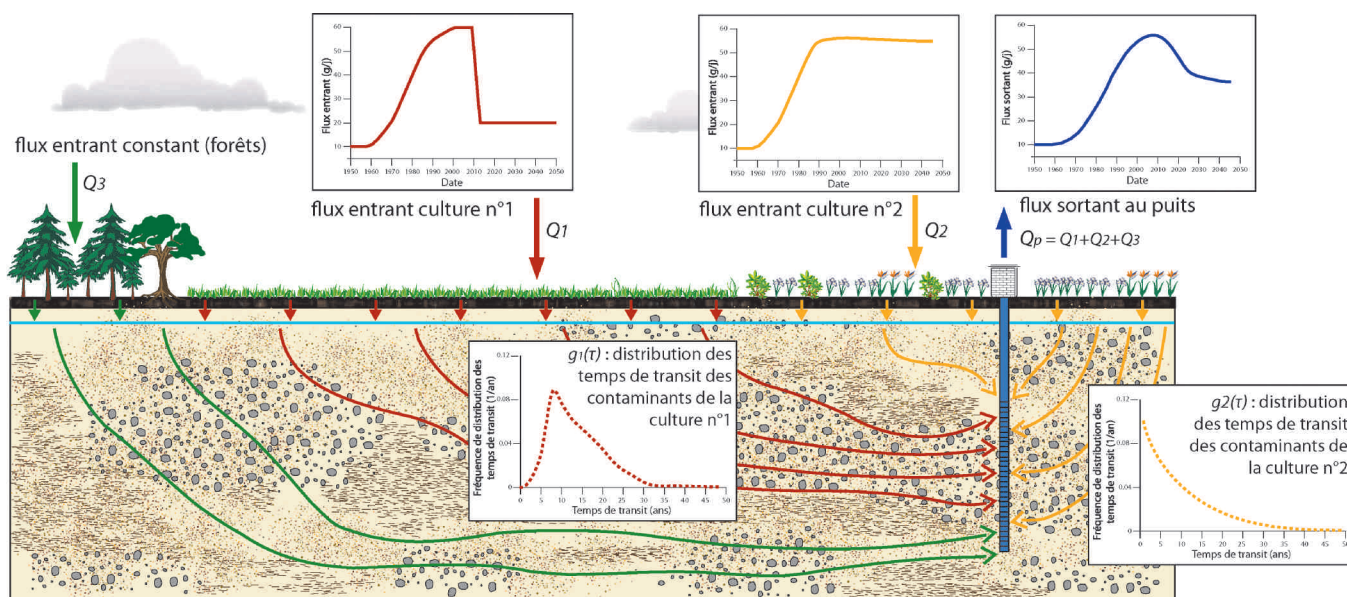


Fig. 4 Illustration d'un système aquifère dont le bassin d'alimentation présente trois types d'utilisation du sol. Les cultures 1 et 2 présentent un flux de contaminant en entrée variable dans le temps. Les flux émis sous la forêt sont considérés comme constants. Q_1 , Q_2 et Q_3 représentent les contributions de chaque zone d'utilisation au débit pompé Q_p au puits. La distribution des temps de transit des eaux issues de chaque zone s'établit selon les distributions $g_1(\tau)$, $g_2(\tau)$.

voir à son évolution en sortie, à l'aide d'une fonction décrivant le transfert interne de la masse dissoute. En hydrogéologie, la convolution intégrale est appliquée par exemple pour l'interprétation des données radio-isotopiques [8] ou pour le transfert d'un composé dissout dans la zone non saturée [9]. Selon ce principe, l'évolution de la concentration $Cout(t)$ d'un traceur conservatif à l'exutoire d'un aquifère peut être reliée à la concentration appliquée à la recharge $Cin(t)$ par :

$$Cout(t) = \int_0^t Cin_i(t-\tau) \cdot g(\tau) \cdot d\tau \quad (\text{éq. 1})$$

$g(\tau)$: fonction de distribution des temps de transit (aussi appelée fonction réponse ou fonction de transfert) ;
 τ : temps de transit.

Ce lien mathématique (éq. 1) se base sur l'hypothèse d'un écoulement de type permanent.

La formule de convolution (équation 1) se base sur une distribution unique des temps de transit de l'eau captée, représentative de l'ensemble du bassin d'alimentation du cap-

tage, ainsi que sur une répartition homogène des flux entrants de masse dissoute dans tout le bassin d'alimentation. Cette approche est bien justifiée dans l'étude des traceurs environnementaux, néanmoins elle n'est pas adaptée dans le cas des contaminants, car il est rare que les flux entrants soient homogènes sur tout le bassin d'alimentation. Cette situation est illustrée dans la figure 4, où le bassin d'alimentation est occupé par deux sortes de cultures et une forêt. Chaque surface de culture et de forêt induit un flux en entrée de contaminant dissout dans le système hydrogéologique (zone non saturée et zone saturée), dont l'évolution est propre au type de culture. L'historique de la contamination issue de chaque surface affecte l'évolution de la qualité de l'eau au captage, en fonction de la distribution des temps de transit du soluté jusqu'au puits. Afin de caractériser l'évolution de la concentration en soluté au captage dans cette situation, la convolution (équation 1) peut être décomposée en plusieurs ensembles de sous-bassins, ayant chacun un historique de flux

d'entrée de soluté $Cin(t)$, une distribution des temps de transit $g(t)$, et une contribution Q_i au débit du captage. Ceci aboutit à :

$$Cout(t) = \frac{\sum_{i \in A} Q_i \cdot \int_0^t Cin_i(t-\tau) \cdot g_i(\tau) \cdot d\tau + \sum_{i \in B} Q_i \cdot Cin_i}{\sum_{i \in A, B} Q_i} \quad (\text{éq. 2})$$

L'équation 2 considère deux ensembles A et B de sous-bassins versants. L'ensemble A contient les sous-bassins présentant des flux de contaminants entrant, variables dans le temps. L'ensemble B contient les sous-bassins dont les flux entrant sont considérés comme constants (en général les forêts, les surfaces non cultivées, les parcelles agricoles sans rotation de cultures).

A l'aide du principe de convolution, il est donc possible d'utiliser la distribution des temps de transit des eaux captées pour calculer de manière déterministe l'évolution de la qualité de l'eau au captage, pour autant que l'on connaisse l'historique des flux entrant des contaminations dissoutes dans le bassin d'alimentation. Plusieurs méthodes permettent d'étudier cette distribution au captage d'un aquifère réel.

2.2 Méthode de détermination

La détermination de la distribution des temps de transit à l'exutoire d'un aquifère est un sujet d'importance majeure en hydrogéologie, non seulement pour étudier l'évolution des *flux de contaminants au captage* [10-12], mais aussi pour mieux comprendre les données fournies par les traceurs environnementaux [8, 13, 14]. Le *tableau 1* comporte une liste non exhaustive des principales *méthodes* utilisées pour déterminer les temps de transit d'une eau captée, qu'il s'agisse de valeurs moyennes ou de distributions. Le choix de la méthode dépend de plusieurs facteurs:

– l'objectif recherché (estimation des temps

de renouvellement global de l'aquifère, investigation d'un secteur du bassin d'alimentation, temps de transit moyen, distribution des temps de transit);

- les caractéristiques de l'aquifère (type, échelle des temps de transit, complexité des écoulements, influence de la zone non saturée);
- l'état de connaissance des paramètres de l'aquifère (données

connues, investigations supplémentaires);

- les moyens matériels à disposition (outils de calcul, d'analyse et d'investigation sur le terrain, budget).

Ce choix dépend donc non seulement des moyens à disposition mais surtout des caractéristiques du système étudié. Les sites hydrogéologiques où les paramètres sont bien connus sont favorables à une inves-

Méthodes		Principes généraux	Informations obtenues	Avantages	Inconvénients	Conditions d'application	Références
Méthodes numériques	Simulation numérique avant d'un pulse de «traceur» appliqué sur l'aire d'alimentation	Modélisation de la courbe de restitution du «traceur» appliqué sur l'aire d'alimentation de l'aquifère	Distribution des temps de transit au puits	Possibilité de prendre en compte le caractère dispersif du transport, possibilité de calculer la fonction réponse par secteur d'alimentation	Demande un modèle mathématique d'écoulement et de transport calibré, temps de calcul, hypothèse d'écoulement permanent	Si possibilité de simuler l'aquifère, outils numériques de calculs à disposition, modèle numérique bien paramétré par une investigation du terrain, peu de fluctuations saisonnières des temps de transit	–
	Simulation numérique arrière d'un pulse de «traceur» appliqué au captage	Modélisation par inversion des champs d'écoulement de la courbe de restitution en un point de l'aquifère à l'injection au captage d'un pulse de «traceur»	Distribution des temps de transit en tout point de l'aquifère				–
	Application de la théorie des réservoirs	A l'aide d'un modèle mathématique d'écoulement et de transport, la théorie des réservoirs donne la relation entre la distribution interne des âges de l'eau dans un réservoir aquifère et la distribution des temps de transit à ses exutoires.	Distribution des temps de transit au puits	Connaissance de la distribution des âges en tout point de recharge ou exutoire	Demande un modèle numérique d'écoulement et de transport calibré et des outils de calculs spécifiques, hypothèse d'écoulement permanent		[19–21]
Méthodes analytiques	Utilisation de fonctions de transfert	Assimilation de la fonction réponse à une fonction de transfert dépendante de quelques paramètres hydrogéologiques basés sur des hypothèses simplificatrices et calibrés par des traceurs environnementaux	Distribution des temps de transit au puits	Pas d'investigations profondes des caractéristiques hydrogéologiques, calibration par des traceurs environnementaux	Demande de disposer d'un suivi dans le temps des traceurs environnementaux au captage		[8, 22]
Méthodes expérimentales	Traçage artificiel	Application d'un traceur en un point d'injection	Temps de transit moyen depuis le point d'injection; dispersion longitudinale	Détermination expérimentale directe du temps de transit	Investigation ponctuelle	Bassin de petite échelle, temps de transit rapides (maximum quelques mois)	[23]
	Traceurs environnementaux	Datation de l'eau captée par analyse des traceurs environnementaux (CFC, SF ₆ , ³ H, ³ H/ ³ He pour les plus courants)	Temps de transit moyen de l'aire d'alimentation	Analyse directe de l'âge moyen représentatif de l'ensemble de l'aire d'alimentation du captage	Mesure d'un âge moyen apparent, qui ne rend pas compte de la distribution des âges de l'eau captée. Peu applicable pour l'étude d'un sous-bassin	Temps de transit dans la gamme d'utilisation des traceurs, système aquifère peu complexe	[18, 21, 24, 25]

Tab. 1 Principales méthodes utilisées pour la détermination des temps de transit (moyenne ou distribution) d'une eau souterraine captée (en gras, les méthodes appliquées à Wohlschwil).

tigation par modèles numériques. Lorsque les paramètres de l'aquifère sont plus difficiles à modéliser, l'emploi de fonctions de transfert calibrées à l'aide de traceurs environnementaux ou artificiels semblerait adéquat. Enfin, pour des aquifères de petite taille, l'utilisation de traceurs artificiels donne des informations pertinentes pour l'étude du temps de réaction au captage.

L'investigation des temps de transit dans la zone non saturée est aussi à prendre en compte. La littérature scientifique compte quelques méthodes classiques et bien décrites: traçage [15], simulation numérique des écoulements et transport dans la zone non saturée [16], application de fonctions de transfert [9], bilan hydrologique [12, 17] ou utilisation de traceurs environnementaux [18].

3 Le site de Wohlenschwil

Une prédiction de l'évolution des flux de contaminants dans un captage d'eau souterraine est effectuée sur l'aquifère de Wohlenschwil, en appliquant le principe de convolution couplé à des méthodes de détermination des temps de transit. Wohlenschwil est un village situé en Argovie, entre Aarau et Baden, dans la partie nord du Plateau Suisse. La commune s'approvisionne en eau potable dans un aquifère composé de sédiments glacio-fluviaux très hétérogènes (sables, graviers, silts, argiles, blocs morainiques), déposés le long d'une petite vallée, délimitée à l'est et à l'ouest par des buttes de moraines frontales et latérales du Würm, au sud par la molasse marine du Burdigalien [26]. L'aquifère principal (fig. 5) se situe dans un chenal sablo-graveleux de conductivité hydraulique élevée ($\sim 10^{-2}$ m/s) mis en évidence par des pompes d'essai et la lithologie des forages implantés [27] ainsi que par tomographie électrique. La recharge pro-

vient essentiellement d'infiltrations directes d'eau de pluie sur l'ensemble de l'aquifère et par quelques apports latéraux souterrains depuis les collines bordières. Le puits de pompage est le principal exutoire identifié de l'aquifère, avec un prélèvement moyen de 360 m³/jour. Le bassin d'alimentation du puits est estimé comme recommandé par Bussard et al. [28], en considérant une convergence générale des écoulements souterrains vers le captage. Suite à une augmentation très importante des teneurs en nitrates dans le captage de Wohlenschwil (fig. 2) depuis les années 80, le bassin d'alimentation de l'aquifère a fait l'objet d'un projet Nitrates initié en 1997 [7]. Depuis cette date, la plupart des terres agricoles, principale utilisation du sol dans le bassin d'alimentation, ont été converties par étapes de grandes cultures en prairies permanentes ou temporaires (fig. 6), afin d'abaisser les apports en nitrates, dus aux pertes par lessivage des sols

cultivés. Ce projet d'assainissement a produit des effets positifs: les moyennes annuelles de concentrations en nitrates sont passées de 49 mg/l en 1997 à 25 mg/l en 2003 et se sont stabilisées autour de cette valeur depuis lors (fig. 2). Entre 2008 et 2010, de nouvelles parcelles ont été converties en prairies (fig. 6) afin de maintenir les teneurs en nitrates de l'eau exploitée en dessous de l'exigence de 25 mg/l fixée par l'OEaux (Ordonnance fédérale sur la protection des eaux).

Le cas de Wohlenschwil permet d'illustrer l'utilisation de la distribution des temps de transit pour estimer l'évolution de la qualité de l'eau souterraine. Dans cet exemple, l'intérêt est porté sur l'évolution des teneurs en nitrates, utilisés comme traceurs de la contamination diffuse générée par les pratiques agricoles. Ils présentent l'avantage d'avoir un comportement non retardé et conservatif (des processus de dénitrification ont bien pu être identifiés à Wohlenschwil, mais ils restent très isolés). L'évolution des flux entrant en nitrates sous chaque parcelle peut être estimée sur la base de l'historique, connu, de la rotation des cultures. Les méthodes d'estimation ont été appliquées sur la période comprise entre 1997

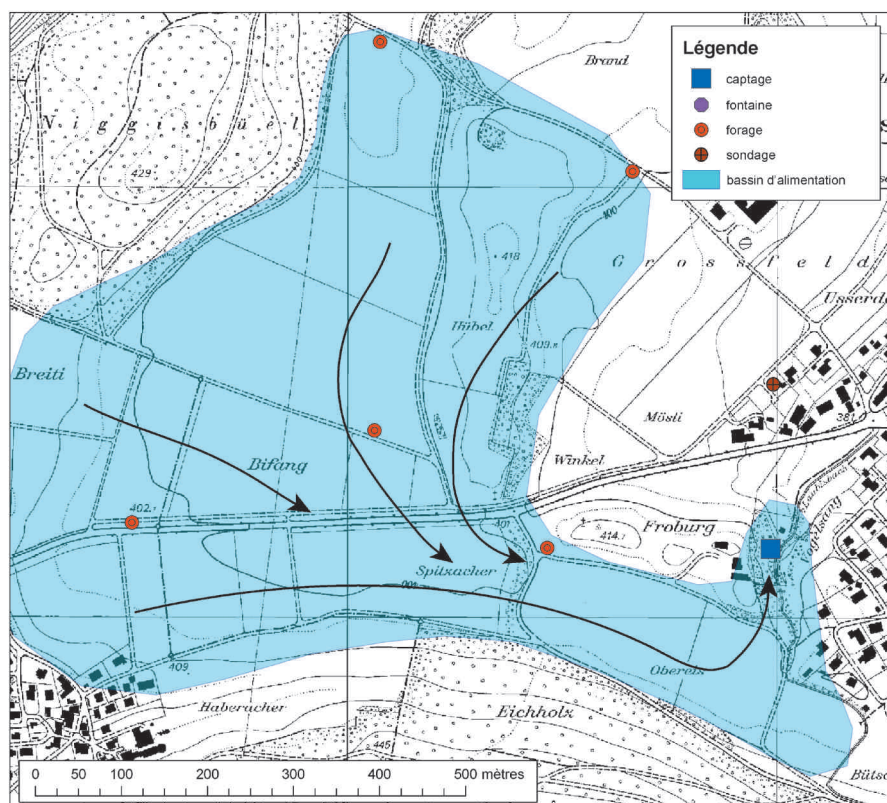


Fig. 5 Bassin d'alimentation du puits de pompage de Wohlenschwil et directions générales des écoulements souterrains (flèches) convergeant vers le captage.

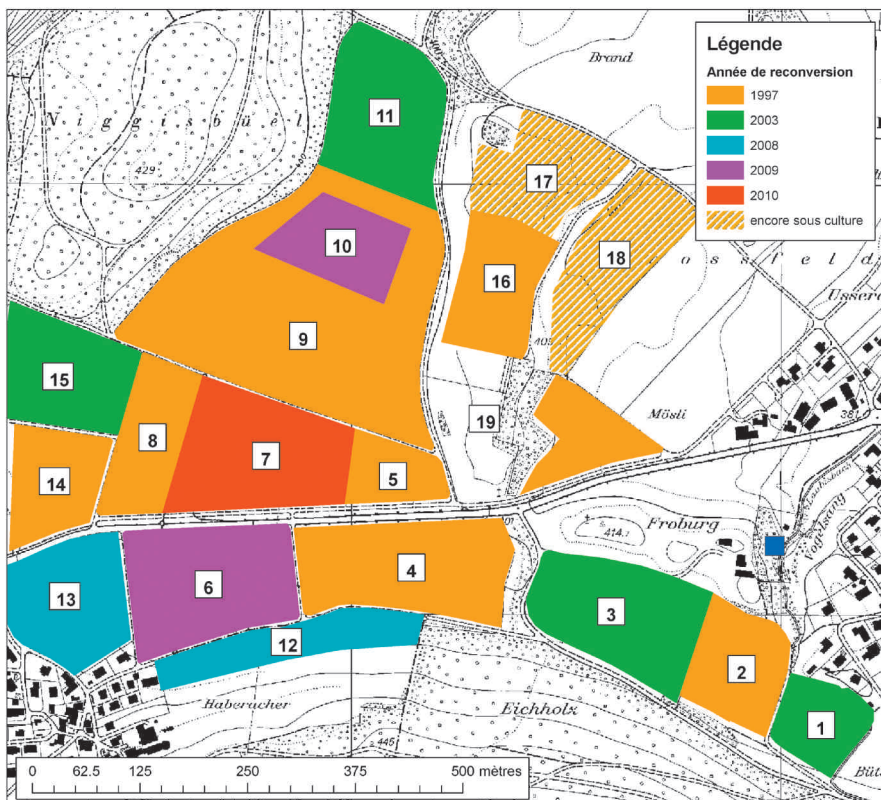


Fig. 6 Chronologie de la conversion des parcelles agricoles en prairies permanentes dans le bassin d'alimentation du captage; identification des parcelles de la zone.

et 2010. Les résultats sont ensuite comparés avec l'évolution de la concentration en nitrates effectivement observée au captage.

4 Détermination expérimentale des temps de transit moyens

L'évolution de la qualité de l'eau au captage en réponse aux interventions réalisées dans l'aire d'alimentation est liée au temps de transit des eaux dans le système hydrogéologique. La détermination du temps de transit moyen de l'eau captée permet une première appréciation qualitative du temps de réponse au captage. Les temps de transit doivent être étudiés dans deux compartiments distincts: la zone non saturée et la zone saturée de l'aquifère.

4.1 Temps de transit dans la zone non saturée

L'aquifère de Wohlenschwil présente une épaisseur de zone non saturée assez importante, de l'ordre de 13 m, qu'il convient de ne pas négliger dans le calcul des temps de transit depuis la surface.

Le temps de transfert moyen dans la zone non saturée est calculé en utilisant un bilan hydrolo-

gique, en considérant un transfert des solutés de type piston, tel que décrit par Jury et Roth [9]. L'infiltration à la surface du sol déplace l'eau en place dans la zone non saturée. Par simplification, ce déplacement est postulé comme étant purement *advectif et vertical*. Le déplacement de l'eau de la colonne du sol s'effectue de manière uniforme, à travers une épaisseur Z de sol et suivant un temps de transit T pouvant être calculé par [12, 17]:

$$T = \frac{Z \cdot \Theta}{R} \quad (\text{eq. 3})$$

Z : épaisseur de la zone non saturée (m);

Θ : teneur volumétrique en eau (sans dimension);

R : recharge annuelle (m/an).

L'application de ce modèle nécessite de connaître la recharge depuis la surface ainsi que la distribution verticale des teneurs en eau du sol.

Sur la base des précipitations mesurées à la station météorologique de Buchs (qui est située à environ 12 km

de Wohlenschwil et à la même altitude), auxquelles on soustrait l'évapotranspiration (calculée comme la moyenne des valeurs obtenues à partir de la formule de Primault [29, 30] et celles résultant de la formule de Penman-Montheith [31]), on obtient une *recharge efficace annuelle* moyenne de 600 mm/an.

Une analyse lithologique des forages existants (situation cf. fig. 5) montre que la zone non saturée est constituée principalement de deux couches distinctes. La couche supérieure, d'une épaisseur variant entre 0,6 et 4 m, est constituée de sédiments récents sablo-limoneux, tandis que la couche inférieure, en contact avec la nappe, est constituée de sédiments sablo-graveleux faiblement limoneux, de nature fluvio-glaciaire. Par carottage et analyse gravimétrique, les teneurs volumétriques totales en eau du sol sont estimées à environ 33% dans la couche supérieure et 7% dans la couche inférieure.

L'équation 3 permet d'estimer les temps de transit moyens de l'eau à travers la zone non saturée sous chacune des parcelles du bassin d'alimentation. Les résultats sont reportés dans le tableau 3.

4.2 Temps de transit dans la zone saturée

La faible taille de l'aquifère de Wohlenschwil se prête bien à l'utilisation de *traceurs artificiels* comme méthode de détermination des temps de transit entre différents points d'injection et le puits de pompage.

En 1993, un bureau d'étude a réalisé une injection en surface de traceurs artificiels dans quatre zones, assez bien réparties sur le bassin d'alimentation de la nappe (fig. 7) [32]. Les traceurs, déposés en surface, ont été lessivés dans le sous-sol par une grande quantité d'eau, et se sont donc déplacés rapidement dans la zone non saturée. Il s'ensuit que les résul-

tats du traçage sont pour l'essentiel représentatifs du temps de transit dans la zone saturée. Le suivi dans le temps de la concentration en traceurs au puits de pompage a fourni les courbes de restitution de la figure 8, ainsi que les temps de transit reportés dans le tableau 2.

Traceurs	Distance au captage (m)	Temps de transit moyen (jours)
600 g Duasyn	210	23
600 g Amidoflavine	750	72
600 g Fluoresceine	610	126
1000 g Pyranine	760	185

Tab. 2 Principaux résultats des traçages réalisés en 1993 [32].

Pour chaque parcelle, le temps de transit moyen dans la zone saturée est estimé à partir des vitesses calculées par les traçages le long des lignes de courant et de la distance entre la parcelle et le captage. Les résultats, reportés dans le tableau 3, s'échelonnent entre deux semaines et 6 mois environ.

L'application d'un modèle piston dans la zone non saturée, couplé à la réalisation de plusieurs traçages, permet d'estimer, pour chaque parcelle agricole du site (fig. 6), un temps de transit moyen total entre la surface du sol et le captage. Les résultats montrent en particulier que les temps de transit moyens des eaux dans le sous-sol sont de 2 à 4 ans, suivant les parcelles concernées (tab. 3). Dans l'aquifère de Wohlenschwil, le temps de transit moyen dans la zone non saturée (quelques années) est largement supérieur au temps de transit moyen dans la zone saturée (quelques mois). La présence d'une zone non saturée épaisse constitue la cause majeure du retard avec lequel les variations de concentrations en nitrates sont observées au

pompage. Par contre, une fois qu'ils ont atteint la nappe, les nitrates ne mettent que quelques semaines à quelques mois pour arriver au captage.

5 Evolution de la qualité de l'eau captée

La moyenne des temps de transit, déterminée par les méthodes de terrain (modèle piston dans la zone non saturée et traçages dans la nappe), ne suffit pas pour expliquer l'évolution dans le temps de la qualité de l'eau au captage en réponse aux pertes diffuses de nitrates depuis la surface du bassin d'alimentation. L'application du principe de convolution (équations 1 et 2), demande une connaissance des fonctions décrivant les flux d'entrée de contaminants dans l'aquifère, ainsi que de celle de la distribution des temps de transit de l'eau captée. Quelques méthodes de détermination de ces deux fonctions ont été appliquées au cas de Wohlenschwil.

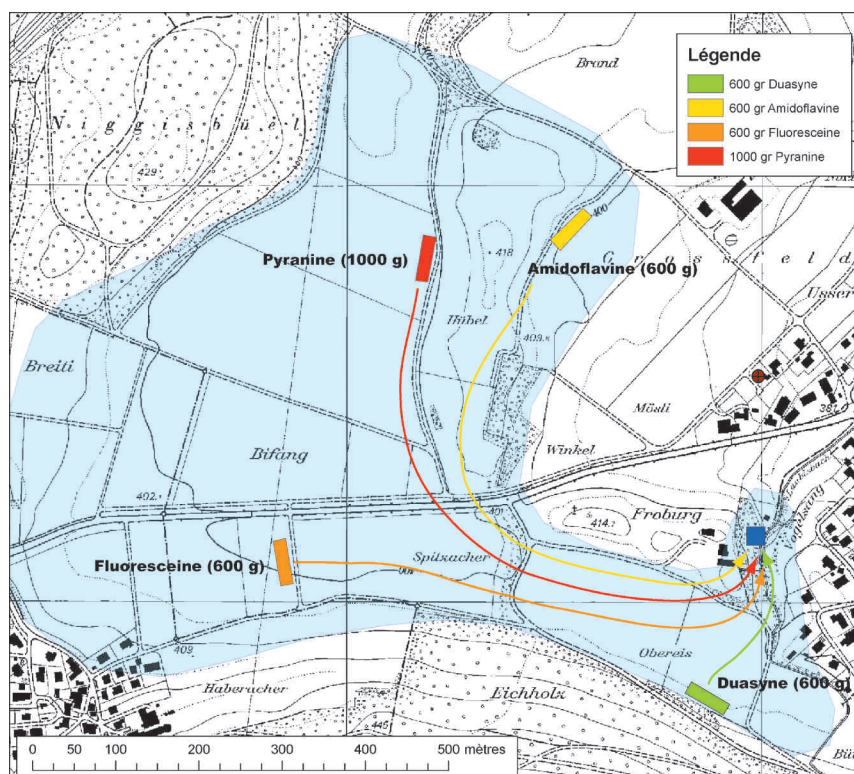


Fig. 7 Localisation des points d'injection des traçages effectués en 1993 [32]; représentation schématique des trajectoires de transport.

5.1 Méthodes

Le projet Nitrates s'est déroulé par étapes, avec une conversion progressive des cultures en prairies permanentes et temporaires entre 1997 et 2010. L'historique du lessivage des nitrates, dépendant de l'évolution des pratiques agricoles spécifiques à chacune des parcelles, n'est donc pas homogène sur tout le bassin d'alimentation du captage (fig. 6). Par conséquent, l'équation de convolution généralisée (équation 2) se prête bien au calcul de l'impact des mesures de réduction du lessivage des nitrates sur l'évolution des concentrations au captage de Wohlenschwil.

Son application requiert de définir pour chacune des parcelles i identifiées (fig. 6):

- l'historique de la concentration des flux entrants de nitrates $C_{in,i}(t)$,
- la contribution Q_i de la recharge sur la parcelle au débit du captage,
- la distribution des temps de transit $g_i(t)$ entre la parcelle et le captage.

L'estimation annuelle des entrées en nitrates depuis chaque parcelle se base sur l'historique des cultures en place (données du projet Nitrates) et sur les données standard de pertes en azote calculées avec l'outil MODIFFUS

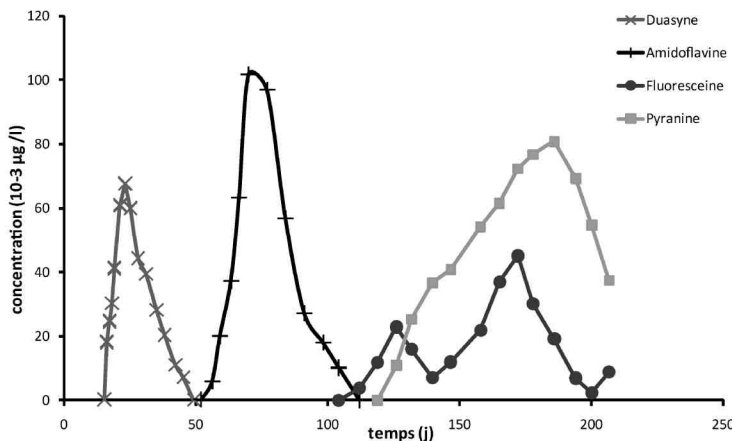


Fig. 8 Courbes de restitution ($10^{-3} \mu\text{g/l}$) des traceurs au puits de pompage [32].

[33] dans un document interne du projet Nitrates [34]. La concentration des flux entrants $Cin(t)$ est ensuite calculée pour chaque parcelle et chaque année, en prenant en compte une recharge moyenne de 600 mm/an.

La contribution Q_i de chacune des parcelles au débit pompé est calculée à partir du produit de la surface de la parcelle par la recharge directe en surface du sol (tab. 3).

La distribution des temps de transit des nitrates infiltrés sous chaque parcelle dépend non seulement de la distance entre la parcelle et le captage, mais aussi des processus de dispersion, qui agissent sur ces ions durant leur transport dans l'aquifère et tendent à les accélérer ou retarder autour d'une vitesse moyenne durant leur migration dans les zones non saturée et saturée de l'aquifère. Ce processus est bien visible dans les courbes de restitution des traceurs artificiels (fig. 8). Mathématiquement, le transport des nitrates s'effectue depuis les parcelles jusqu'au captage selon une distribution des temps de transit répondant au modèle de dispersion suivant [35]:

$$g(t) = \frac{1}{\sqrt{4\pi P_D t / T^*}} \times \frac{1}{t} \exp \left[-\frac{(1-t/T^*)^2}{4P_D t / T^*} \right];$$

$$P_D = \frac{\alpha_L}{x} \quad (\text{éq. 4})$$

P_D : paramètre de dispersion apparente (sans dimension) ;

x : distance (m) ;

α_L : coefficient de dispersivité longitudinale (m) ;

T^* : temps de transit moyen.

L'équation 4 est appliquée pour calculer la fonction de distribution des temps de transit $g_i(t)$ des eaux issues de chacune des parcelles i .

Le temps de transit moyen T^* de chaque parcelle est donné dans le tableau 3. En pratique, les paramètres de dispersion P_D pourraient être déterminés à partir des résultats de traçages artificiels. Cependant, comme les traçages à Wohlenschwil ont été appliqués en surface, la préférence a été donnée aux données de la littérature [36], soit pour P_D une valeur estimée de 0,1 (le coefficient de dispersivité longitudinale α_L d'un milieu poreux est supposé égal au dixième de la distance x parcourue

par un soluté). Une fois $Cin_i(t)$, Q_i , et $g_i(t)$ définis sur chacune des parcelles incluses dans le bassin d'alimentation du captage, il est possible de calculer l'évolution de la concentration en nitrates de l'eau captée au moyen de l'équation 2.

5.2 Résultats

La concentration en nitrates dans l'eau pompée est calculée depuis 1997, date de démarrage du projet Nitrates. Les résultats sont illustrés dans la figure 9. Entre les valeurs calculées et celles observées, l'évolution est tout d'abord similaire, avec une décroissance initiale des teneurs en nitrates durant les six premières années. Une légère différence entre la tendance observée et celle calculée apparaît en 2001, 2004, 2005 et 2008. Elle pourrait s'expliquer en partie par les variations du régime de recharge réelle d'une année à l'autre, puisque les

N° Parcelle	Superficie (m²)	Epaisseur zone non saturée (m)	Contribution Q au captage (m³/an)	Date de conversion des cultures en prairie	Temps de transit zone non saturée (an)	Temps de transit zone saturée (an)	Temps de transit moyen total (an)
1	9210	15	5526	2003	2.01	0.06	2.07
2	13430	15	8058	1997	2.01	0.04	2.05
3	22980	15	13788	2003	2.01	0.07	2.08
4	25320	14	15192	1997	2.76	0.27	3.03
5	7600	13	4560	1997	2.64	0.29	2.94
6	25170	8	15102	2009	2.06	0.38	2.44
7	24780	8	14868	2010	2.06	0.37	2.43
8	13600	7	8160	1997	2.55	0.44	2.99
9	61710	13	37026	1997	2.64	0.44	3.08
10	12650	12	7590	2009	2.14	0.49	2.63
11	22280	11	13368	2003	2.02	0.57	2.59
12	12800	12	7680	2008	2.70	0.36	3.06
13	18820	10	11292	2008	2.90	0.51	3.41
14	12500	7	7500	1997	2.55	0.51	3.06
15	17920	7	10752	2003	2.55	0.52	3.07
16	13500	20	8100	1997	3.63	0.19	3.83
17	15600	20	9360	toujours en culture	4.50	0.21	4.71
18	18320	15	10992	toujours en culture	3.92	0.21	4.12
19	22000	15	13200	pas de culture	3.92	0.15	4.06

Tab. 3 Paramètres des parcelles utilisés pour le calcul de la convolution généralisée (équation 2).

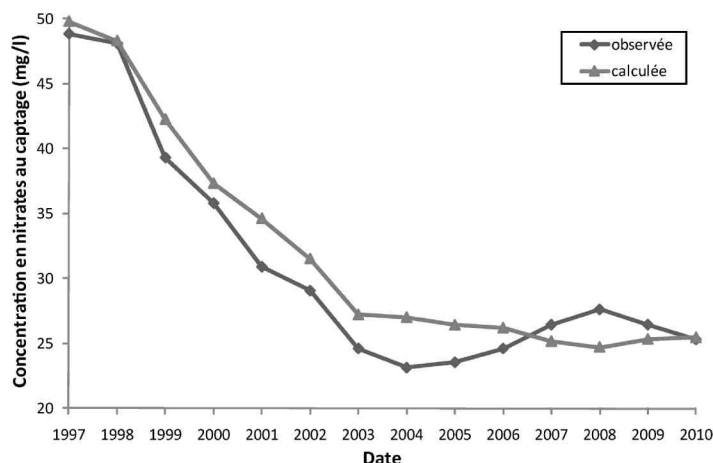


Fig. 9 Teneur moyenne annuelle en nitrates (mg/l) au captage, calculée (triangles gris) et mesurée (losanges noirs).

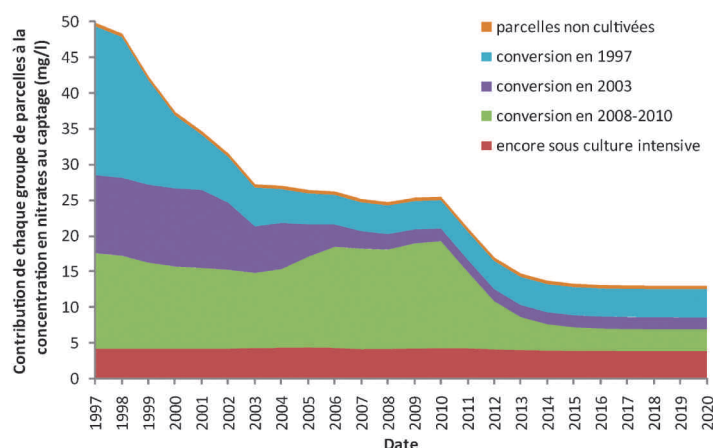


Fig. 10 Evolution passée et future de la contribution de chaque groupe de parcelles à la teneur en nitrates calculée au captage de Wohlenschwil (mg/l), suite aux mesures environnementales prises entre 1997 et 2010 dans le bassin d'alimentation (conversion des cultures intensives en prairies en 1997, 2003 et de 2008 à 2010).

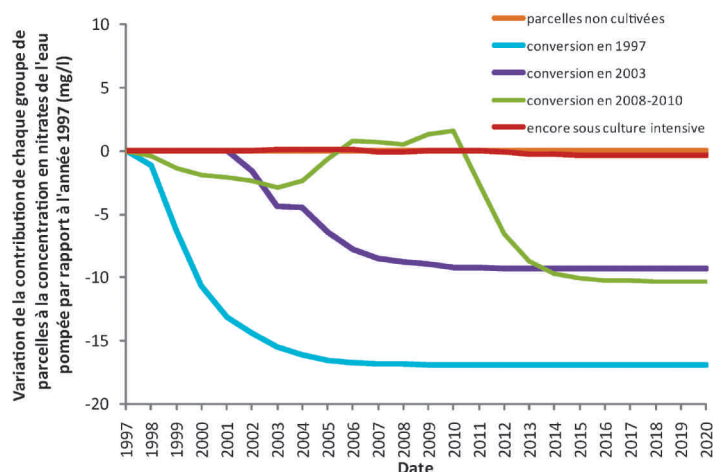


Fig. 11 Evolution de la contribution de chaque groupe de parcelles à la teneur en nitrates calculée au puits de pompage (en mg/l, année de référence 1997).

valeurs calculées se basent, elles, sur l'hypothèse d'une recharge moyenne interannuelle constante. Or cette *variabilité* peut influencer la dilution des flux de masse entrant ainsi que les temps de transit dans les zones non saturée et saturée de l'aquifère. Hormis ces quatre années, les teneurs calculées restent assez proches des valeurs mesurées, avec une différence de concentration généralement inférieure à 3 mg/l et un maximum de 3,9 mg/l en 2004. Cette comparaison permet donc de conforter la méthode employée et les paramètres utilisés. L'hypothèse simplificatrice d'une recharge annuelle constante introduit cependant une incertitude et constitue certainement l'une des principales limites de l'approche.

La figure 10 montre l'évolution des concentrations en nitrates calculées jusqu'en 2020, en tenant compte notamment des dernières conversions de grandes cultures en prairies permanentes réalisées entre 2008 et 2010. La concentration devrait à terme se stabiliser autour de 13 mg/l, pour autant que l'utilisation du sol reste la même qu'en 2010.

Un tel graphique permet aussi une analyse différenciée des contributions de chaque type de parcelle à la teneur en nitrates de l'eau captée. Un regroupement des parcelles selon l'occupation du sol actuelle (parcelles non cultivées ou toujours en culture) et selon l'année de conversion en prairies (1997, 2003 ou entre 2008 et 2010) montre l'évolution de la contribution de chacun des groupes à la concentration en nitrates de l'eau pompée. Ce graphique met bien en évidence l'impact de l'échelonnement des interventions du projet Nitrates sur chaque groupe de parcelles. Chaque intervention génère une baisse des contributions à la teneur en nitrate au captage. Par ailleurs, le graphique met en évidence l'impact des rotations des cultures, qui influencent l'évolution des pertes en nitrates, et donc des apports au captage, bien avant la conversion en prairie. Ceci est particulièrement visible pour les groupes de parcelles converties en 2003 et en 2008-2010 (fig. 10). Il apparaît ainsi que la diminution de la contribution du groupe de parcelles converties en 2003 ne s'est pas traduite par une baisse visible de la concentration en nitrates au captage (restée autour de 25 mg/l), car cette baisse est presque totalement neutralisée par une augmentation, entre 2005 et 2010, de la contribution des cultures intensives, mises seulement en prairie entre 2008 et 2010.

Enfin, il est aussi possible de quantifier de manière différenciée l'impact du *changement de*

culture de chaque groupe de parcelles (fig. 11). Ainsi, la mise en place des premières prairies permanentes en 1997 a permis de réduire de 17 mg/l la teneur en nitrates dans l'eau captée et les mesures prises en 2003 l'ont abaissée de 9 mg/l supplémentaires. Les dernières conversions, réalisées entre 2008 et 2010, devraient permettre de la diminuer encore de 10 mg/l.

6 Discussion

6.1 Méthode

L'étude met bien en évidence l'intérêt d'utiliser la distribution des temps de transit des eaux infiltrées à l'intérieur du bassin d'alimentation pour interpréter ou prévoir l'évolution de la qualité d'une eau souterraine exploitée. La détermination de cette distribution est accessible à travers différentes méthodes, par approches numériques (théorie des réservoirs, simulation « avant » ou « arrière » de la restitution d'un pulse de traceur), analytiques (fonctions de transferts) ou expérimentales (traceurs environnementaux ou artificiels). Toutes ces méthodes ont leurs avantages et inconvénients spécifiques. Elles peuvent être difficiles à mettre en œuvre, en raison de moyens limités ou à cause de la complexité de l'aquifère étudié. Ou alors, elles ne permettent pas de déterminer directement les temps de transit sous une forme distribuée. Ici, la solution peut être trouvée dans le couplage de plusieurs méthodes complémentaires.

La présente étude s'affranchit de l'utilisation d'un modèle mathématique numérique d'écoulement et de transport, laquelle demande des outils spécifiques et une investigation poussée des paramètres hydrogéologiques du site. La méthodologie est basée sur une détermination expérimentale des temps de transit moyen au niveau parcellaire, couplée à une approche analytique utilisant quelques paramètres physiques du terrain pour calculer la distribution des temps de transit des eaux infiltrées sous chacune des parcelles du bassin d'alimentation. Par la méthode de convolution, il est alors possible, à partir de l'historique de l'utilisation des sols, d'estimer l'évolution de la teneur en nitrates au captage de Wohlenschwil depuis le lancement du projet Nitrates. Les résultats du calcul, illustrés dans la figure 10, donnent une lecture directe de l'impact des mesures environnementales prises au niveau de chaque parcelle sur la qualité de l'eau au captage. Ces résultats permettent également de quantifier l'effet bénéfique d'une conversion en prairie

permanente d'une parcelle agricole sur la qualité de l'eau au captage, voire, par exemple, de prévoir le délai d'apparition de cet effet (fig. 11). Dans le cadre de la gestion d'un projet d'assainissement par réduction sectorisée des flux de contamination, l'emploi de ce type de graphique permet ainsi de visualiser rapidement différents scénarios de gestion des terres agricoles. Ceci peut être particulièrement utile pour l'optimisation de tels projets d'assainissement ou pour les négociations avec les utilisateurs du sol.

6.2 Prérequis

La fiabilité des résultats exige néanmoins qu'il soit possible de déterminer l'historique des flux entrant de contaminants, la distribution des temps de transit dans le sous-sol ainsi que la contribution au débit pompé de chaque parcelle située dans le bassin d'alimentation du captage. En outre, la méthode peut s'avérer sensible à d'autres facteurs, comme la variabilité temporelle de la recharge et la délimitation du bassin d'alimentation du captage. Elle se base enfin sur une hypothèse d'écoulements non transitoires et sur l'étude d'un contaminant non dégradé et non retardé dans le système, ce qui limite son utilisation pour des contaminants non conservatifs. Néanmoins, il serait facile d'intégrer une dégradation de premier ordre et un facteur de retard aux équations de convolution (équations 1 et 2).

La méthode présentée ici n'est pas forcément généralisable et adaptée à toutes les configurations d'aquifères. L'investigation des paramètres de l'équation de convolution généralisée (équation 2), en particulier la distribution des temps de transit, doit être adaptée aux caractéristiques hydrogéologiques du site étudié, qui sont fonction de la nature

Remerciements

Nous remercions M. Peter Meier, conseiller municipal de Wohlenschwil, M. Peter Lüdin du bureau d'étude Dr. Heinrich Jäckli AG et M. Christoph Ziltener du Landwirtschaftliches Zentrum Liebegg, pour nous avoir donné accès aux données du projet Nitrates, ainsi que l'OFEV pour leur soutien à cette étude. Un grand merci à M. Kurt Steinmann ainsi qu'à M. Hansjörg Wirth pour leurs collaborations. Nous sommes également très reconnaissants à M. Reto Muralt, OFEV, pour les améliorations apportées au manuscrit.

géologique du sous-sol, des conditions de recharge, des dimensions du système et de la nature des contaminants.

6.3 Calibration

Une approche transversale, couplant plusieurs méthodes, est à privilégier. Par exemple, il peut s'agir de la calibration d'une simulation numérique de la distribution des temps de transit avec une datation par traceurs environnementaux ou du couplage de la mesure sur le terrain des temps de transit moyens avec des modèles analytiques de leur distribution, comme cela a été réalisé ici. Une approche couplée permet, par calibration réciproque des méthodes, d'accroître la fiabilité des résultats et d'adapter les outils d'investigation aux caractéristiques du système hydrogéologique et aux moyens à disposition.

Bibliographie

- [1] OFEV (2009): Résultats de l'observatoire national des eaux souterraines (NAQUA) - Etat et évolution de 2004 à 2006. Etat de l'Environnement no. 0903. Office Fédéral de l'Environnement, Berne. 144 p.
- [2] Christensen, T.H.; Kjeldsen, P.; Bjerg, P.L.; Jensen, D.L.; Christensen, J.B.; Baun, A.; Albrecht, H.J.; Heron, C. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry 16/7-8, 659-718.

- [3] Bohlke, J.K. (2002): Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal* 10/1, 153–179.
- [4] Tomer, M.D.; Burkart, M.R. (2003): Long-term effects of nitrogen fertilizer use on ground water nitrate in two small watersheds. *Journal of Environmental Quality* 32/6, 2158–2171.
- [5] McMahon, P.B.; Burow, K.R.; Kauffman, L.J.; Eberts, S.M.; Bohlke, J.K.; Gurdak, J.J. (2008): Simulated response of water quality in public supply wells to land use change. *Water Resources Research* 44.
- [6] OFAG; OFEV; OFSP (2009): Recueil de bases. Projets lancés en vertu de l'art. 62a LEaux. Projets nitrates 76 p.
- [7] Kanton Aargau; Gemeinde Wohlenschwil (2002): Nitratprojekt Wohlenschwil. Rapport non publié
- [8] Maloszewski, P.; Zuber, A. (1982): Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers. 1. models and their applicability. *Journal of Hydrology* 57/3-4, 207–231.
- [9] Jury, W.A.; Roth, K. (1990): Transfer Function and Solute Movement through Soil: Theory and Applications. Birkhäuser Verlag, Basel, 228 p.
- [10] Osenbrück, K.; Fiedler, S.; Knoller, K.; Weise, S.M.; Sultenfuss, J.; Oster, H.; Strauch, G. (2006): Timescales and development of groundwater pollution by nitrate in drinking water wells of the Jahna-Aue, Saxonia, Germany. *Water Resources Research* 42/12.
- [11] Katz, B.G.; Bohlke, J.K.; Hornsby, H.D. (2001): Timescales for nitrate contamination of spring waters, northern Florida, USA. *Chemical Geology* 179/1-4, 167–186.
- [12] Zoellmann, K.; Kinzelbach, W.; Fulda, C. (2001): Environmental tracer transport (H-3 and SF6) in the saturated and unsaturated zones and its use in nitrate pollution management. *Journal of Hydrology* 240/3-4, 187–205.
- [13] Maloszewski, P.; Zuber, A. (1993): Principles and practice of calibration and validation of mathematical models for the interpretation of environmental tracer data in aquifers. *Advances in Water Resources* 16/3, 173–190.
- [14] Bethke, C.M.; Johnson, T.M. (2008): Groundwater age and groundwater age dating. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 36, 121–152.
- [15] Tilahun, K.; Botha, J.F.; Bennie, A.T. (2004): Comparison of bromide and nitrate transport in the Bainsvlei soil of South Africa under natural rainfall. *Water SA* 30/1.
- [16] Wang, H.Y.; Ju, X.T.; Wei, Y.P.; Li, B.G.; Zhao, L.L.; Hu, K.L. (2010): Simulation of bromide and nitrate leaching under heavy rainfall and high-intensity irrigation rates in North China Plain. *Agricultural Water Management* 97/10, 1646–1654.
- [17] Fisher, L.H.; Healy, R.W. (2008): Water movement within the unsaturated zone in four agricultural areas of the United States. *Journal of Environmental Quality* 37/3, 1051–1063.
- [18] Schwientek, M.; Maloszewski, P.; Einsiedl, F. (2009): Effect of the unsaturated zone thickness on the distribution of water mean transit times in a porous aquifer. *Journal of Hydrology* 373/3-4, 516–526.
- [19] Cornaton, F.; Perrochet, P. (2006): Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems: 1. Generalized reservoir theory. *Advances in Water Resources* 29/9, 1267–1291.
- [20] Cornaton, F.; Perrochet, P. (2006): Groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems: 2. Reservoir theory for sub-drainage basins. *Advances in Water Resources* 29/9, 1292–1305.
- [21] Kazemi, G.A.; Lehr, J.H.; Perrochet, P. (2006): *Groundwater Age*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 325 p.
- [22] Zuber, A. (1986): Mathematical models for the interpretation of environmental radioisotopes in groundwater systems. In *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, Vol. 2. The Terrestrial Environment, B. Elsevier Science, Amsterdam, 1–59.
- [23] Käss, W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. A. A. Balkeman, Rotterdam, 581 p.
- [24] Visser, A.; Broers, H.P.; van der Grift, B.; Bierkens, M.F.P. (2007): Demonstrating trend reversal of groundwater quality in relation to time of recharge determined by H-3/He-3. *Environmental pollution* 148/3, 797–807.
- [25] Leibundgut, C.; Maloszewski, P.; Külli, C. (2009): Tracers in Hydrology. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, UK, 415 p.
- [26] Jäckli, H. (1966) Blatt: 1090 Wohlen – Erläuterungen, Geologischer Atlas der Schweiz 1:25000.
- [27] Jäckli, H. (1996): Hydrogeologische Untersuchungen zur Nitratbelastung im Grundwasser Gemeinde Wohlenschwil/AG – Resultate der Sondierkampagne 1996. Rapport non publié
- [28] Bussard, T.; Tacher, L.; Parriaux, A.; Bayard, D.; Maitre, V. (2004): Dimensionnement des aires d'alimentation Zu – Document de base. Documents Environnements – Protection des eaux no. 183. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP, Berne, 145 p.
- [29] Primault, B. (1962): Du calcul de l'évapotranspiration. *Arch. Met. Geoph. Biocl. Serie B* 12, 124–150.
- [30] Primault, B. (1981): Extension de la validité de la formule suisse de calcul de l'évapotranspiration. *Arbeitsberichte der Schweiz. Meteorologischen Zentralanstalt*.
- [31] Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage* 56.
- [32] Jäckli AG (1994): Hydrogeologische Untersuchungen zur Nitratbelastung im Grundwasser Gemeinde Wohlenschwil/AG. Rapport non publié
- [33] Prasuhn, V.; Sieber, U. (2005): Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquatic Sciences* 67/3, 363–371.
- [34] Ziltener, C. (2008): Verlängerung des Nitratprojekts Wohlenschwil – Planung und Antrag für die zweite Projektphase 2009–2014 zur Verminderung der Nitratbelastung des Grundwasservorkommens im Gebiet «Münzel» und der Grundwasserfassung «Frohberg» aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Rapport non publié.
- [35] Zuber, A.; Maloszewski, P. (2001): Lumped parameter models. In *Environmental Isotopes in Hydrological Cycle*, IAEA/ UNESCO, Vol. VI. Modelling, 5–36.
- [36] Gelhar, L.W.; Welty, C.; Rehfeldt, K.R. (1992): A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. *Water Resources Research* 28/7, 1955–1974.

Keywords

contamination diffuse –
projet Nitrates – temps de transit –
convolution

Auteurs

Antoine Baillieux, hydrogéologue
antoine.baillieux@unine.ch

Daniel Hunkeler, prof.
daniel.hunkeler@unine.ch

Pierre Perrochet, prof.
pierre.perrochet@unine.ch

Université de Neuchâtel
Centre d'Hydrogéologie et
de Géothermie
Rue Emile-Argand 11
CH-2000 Neuchâtel
Tél +41 (0)32 718 25 67

Stephanie Zimmermann, dr ès sc. EPF
Division Hydrologie
Section Hydrogéologie
Office fédéral de l'environnement OFEV
CH-3003 Berne
Tél +41 (0)31 322 19 23
stephanie.zimmermann@bafu.admin.ch