

## Impact hydrochimique d'une ballastière en eau sur les eaux souterraines

### Hydrochemical impact of a gravel pit on ground waters

C. Sinoquet, P. Ackerer and L. Zilliox

Volume 2, Number 3, 1989

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705034ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705034ar>

[See table of contents](#)

#### Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

#### ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

#### Cite this article

Sinoquet, C., Ackerer, P. & Zilliox, L. (1989). Impact hydrochimique d'une ballastière en eau sur les eaux souterraines. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(3), 325–351. <https://doi.org/10.7202/705034ar>

#### Article abstract

A gravel pit can exert two different types of hydrochemical impacts on downstream groundwaters : a nature impact and an artificial impact caused by accidental pollution.

The first impact was studied in the case of gravel pits of the Rhenan Alsatian aquifer. The water quality of two deep graves pits (one of them is still exploited) was closely observed in the experimental field at la Wantzenau (north eastern France, north of Strasbourg).

The artificial impact was simulated with a mathematical modelisation. Water samples of gravel pits and upstream and downstream groundwaters were analysed. As a result, the presence of the gravel pits does not affect the downstream groundwater quality. In particular, no influence was observed on the quality of water pumped at a station situated 300 meters away from the gravel pits.

On the contrary, the accidental pollution of an aquifer - from or through - a gravel pit remains quite a problem. A mathematical modelisation of the hydrochemical exchanges between the aquifer and the gravel pits was set up. The preliminary adjustment of the model was carried out on the propagation of the chloride ion, which behaves as a natural tracer. The issue of this first step authorized a simulation of different cases of fictitious chemical contamination of the water pumped at the station.

# Impact hydrochimique d'une ballastière en eau sur les eaux souterraines

Hydrochemical impact of  
a gravel pit on groundwaters

---

Christine SINOQUET<sup>1</sup>, P. ACKERER<sup>2</sup>, L. ZILLIOX<sup>2</sup>

---

## RÉSUMÉ

La notion d'impact d'une ballastière en eau sur la qualité des eaux souterraines comporte deux aspects : impact naturel et impact artificiel dû à une pollution accidentelle. L'évaluation de ces deux types d'impact a été menée pour deux ballastières de l'aquifère rhénan alsacien. Dans ce but, la qualité des eaux des deux ballastières profondes - l'une abandonnée, l'autre exploitée - du site pilote expérimental de La Wantzenau, au nord de Strasbourg, a fait l'objet d'une surveillance particulière. Des échantillons d'eau ont également été prélevés dans des piézomètres situés en amont et en aval immédiats des ballastières. Aucun des deux étangs ne constitue une source de dégradation de la qualité des eaux souterraines aval, dont une partie est captée à des fins d'alimentation en eau potable à 300 mètres des berges aval de ces ballastières. Le risque de la pollution accidentelle d'une nappe par ballastière interposée demeure au contraire un problème préoccupant. Une modélisation mathématique des échanges hydrochimiques entre nappe et ballastières a alors été mise en oeuvre, sur le

---

(1) Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires, 1 quai Koch, B.P. 1039, F-67070 Strasbourg Cedex

(2) Institut de Mécanique des Fluides, Université Louis Pasteur de Strasbourg, U.A. C.N.R.S. 854, 2 rue Boussingault, F-67083 Strasbourg Cedex.

cas de La Wantzenau. L'étalonnage préalable du modèle utilisé a été réalisé pour le traceur chlorure. La réussite de cette première étape a autorisé la simulation de divers cas de contaminations "fictives" de la qualité des eaux captées pour l'alimentation en eau potable.

Mots clés : *hydrochimie, ballastière, eaux souterraines.*

## SUMMARY

A gravel pit can exert two different types of hydrochemical impacts on downstream groundwaters : a natural impact and an artificial impact caused by accidental pollution.

The first impact was studied in the case of gravel pits of the Rhenan Alsatian aquifer. The water quality of two deep gravel pits (one of them is still exploited) was closely observed in the experimental field at La Wantzenau (north eastern France, north of Strasbourg).

The artificial impact was simulated with a mathematical modelisation. Water samples of gravel pits and upstream and downstream groundwaters were analysed. As a result, the presence of the gravel pits does not alter the downstream groundwater quality. In particular, no influence was observed on the quality of water pumped at a station situated 300 meters away from the gravel pits.

On the contrary, the accidental pollution of an aquifer - from or through - a gravel pit remains quite a problem. A mathematical modelisation of the hydrochemical exchanges between the aquifer and the gravel pits was set up. The preliminary adjustment of the model was carried out on the propagation of the chloride ion, which behaves as a natural tracer. The issue of this first step authorized a simulation of different cases of fictitious chemical contamination of the water pumped at the station.

Key-words : *hydrochemistry, gravel pit, groundwaters.*

L'exploitation des granulats d'un gisement alluvial provoque une mise à découvert locale des eaux souterraines. Or, si la nappe alluviale intéressée est exploitée en tant que réservoir d'eau potable, il est légitime de se poser la question suivante :

L'hétérogénéité locale que constitue une ballastière (ou gravière) peut-elle porter préjudice au maintien de la qualité des eaux souterraines ?

Cette question revêt deux aspects :

. L'ouverture à l'atmosphère d'un compartiment d'une nappe alluviale est-elle susceptible d'induire un impact hydrochimique naturel

significatif sur les eaux souterraines aval ?

. Quelles peuvent-être les conséquences sur la nappe aval d'une pollution accidentelle ayant pour origine la contamination d'une ballastière ou de la nappe amont ?

Nos travaux de recherches sont donc axés sur la quantification de deux types d'impacts hydrochimiques : naturel et artificiel. Le milieu étudié comporte deux ballastières de grande profondeur. En effet, l'approfondissement d'une ballastière permet de concilier deux exigences : rentabilité économique de l'exploitation de granulats et limitation de l'empiètement de la surface de l'aquifère considéré.

La transition entre les études concernant les impacts naturel et artificiel est autorisée par l'obtention de résultats significatifs obtenus pour le traceur naturel que constitue l'ion chlorure. Ainsi, une modélisation mathématique des échanges hydrochimiques entre nappe et ballastières a pu être mise en oeuvre.

Une analyse statistique préliminaire des résultats de six campagnes de prélèvements met en évidence le fait que l'impact hydrochimique naturel mesuré *in situ* est faible. L'évolution de la concentration, de l'amont à l'aval de chacune des ballastières, est surveillée pour le pH, le gaz carbonique, l'oxygène dissous, la dureté, l'alcalinité, les diverses formes de l'azote et l'ion chlorure en particulier. La deuxième phase de l'étude débouche sur la possibilité de mettre en oeuvre efficacement des moyens de décontamination, grâce à une connaissance approfondie des échanges hydrochimiques.

---

## 1 - PRÉSENTATION DU SITE EXPÉRIMENTAL

---

Le site de La Wantzenau (dans l'est de la France, au nord de Strasbourg) a été retenu comme site expérimental pilote. Il comporte en effet deux ballastières - l'une exploitée, l'autre abandonnée sans réaménagement, depuis vingt-cinq ans -. A La Wantzenau, les caractéristiques hydrologiques et hydrochimiques de la nappe sont l'objet d'un suivi depuis une dizaine d'années. Plus récemment, des travaux de recherches ont été menés sur le champ expérimental en 1984-1986 (DURBEC, 1986 ; DURBEC *et al.*, 1986 ; DURBEC *et al.*, 1987). Axés sur l'influence hydraulique des ballastières, ils ont notamment mis en exergue le rôle hydrodynamique du colmatage de la ballastière abandonnée.

Voisines, les deux ballastières ne sont séparées de la rivière Ill que de 500 m environ, et du Rhin de quelques 1,5 km (fig. 1). Sur la figure 1 sont portés les périmètres de protection rapprochée et éloignée d'un captage destiné à l'Alimentation en Eau Potable (A.E.P.) des populations. Ce captage est situé en aval des deux ballastières étudiées. L'aquifère est caractérisé, à La Wantzenau, par la présence d'une couche argileuse d'épaisseur voisine de 1 m, située à la profondeur de 20 m. La puissance de la nappe est voisine de 60 m. Les deux ballastières présentent les caractéristiques morphologiques portées en tableau 1.

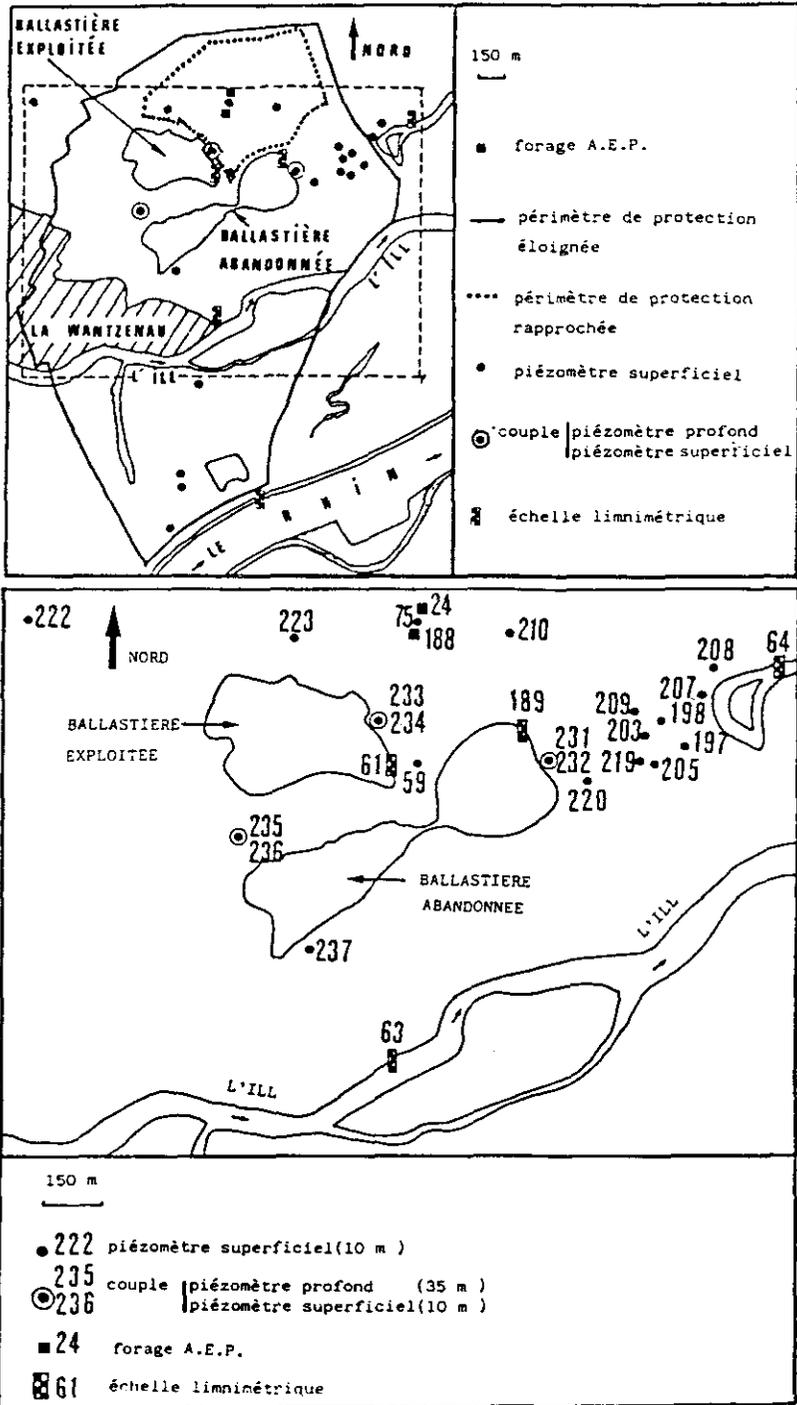


Figure 1.- Présentation du champ expérimental de La Wantzenau.

Tableau 1.- Caractéristiques morphologiques propres à chacune des deux ballastières.

	BALLASTIERE ABANDONNEE		BALLASTIERE EXPLOITEE
	Bassin Sud-Ouest	Bassin Nord-Est	
Superficie (en ha)	9,7	8	≈ 12
		≈ 18	
Profondeur moyenne (en m)	8	10,5	16
Profondeur maximale (en m)	20	18	45
Volume (en m <sup>3</sup> )	640 000	1 018 500	1 920 000
		1 800 000	

Pour les besoins de nos investigations propres, le site expérimental naturel a été équipé en piézomètres profonds (35 m) et superficiels (10 m), situés en amont et en aval proches des deux ballastières (fig. 1). Chacun de ces piézomètres est crépiné sur une hauteur de 5 m à partir de son extrémité inférieure. Ainsi :

- . le doublet de piézomètres (235 (35 m), 236 (10 m)) constitue la référence amont vis-à-vis de l'alimentation par le secteur de la nappe dit de centre-plaine,

- . le piézomètre 237 (10 m) contrôle la qualité des eaux d'un secteur de nappe sous influence rhénane (moindre alcalinité, moindre dureté, salinité accrue par rapport au secteur centre-plaine),

- . le doublet de piézomètres (233 (35 m), 234 (10 m)) contrôle l'aval proche de la Gravière Exploitée (GEX) (distance : 20 m),

- . le doublet de piézomètres (231 (35 m), 232 (10 m)) contrôle l'aval proche de la Gravière Abandonnée (GAB) (distance : 10 m).

Le relevé bimensuel des niveaux de la nappe à proximité des ballastières a permis de préciser notre connaissance de la piézométrie locale. Ce relevé a évidemment constitué une phase préliminaire au travail de modélisation entrepris. La figure 2 présente la configuration piézométrique locale observée lors de la campagne de novembre 1985 (période d'étiage). Les observations afférentes à la période des hautes eaux font état d'une translation des courbes équipotentielles vers le nord. Aucune modification sensible de la géométrie de ces courbes équipotentielles n'a été observée. Le captage A.E.P. est à l'évidence situé dans l'aire d'influence hydrodynamique aval des deux ballastières.

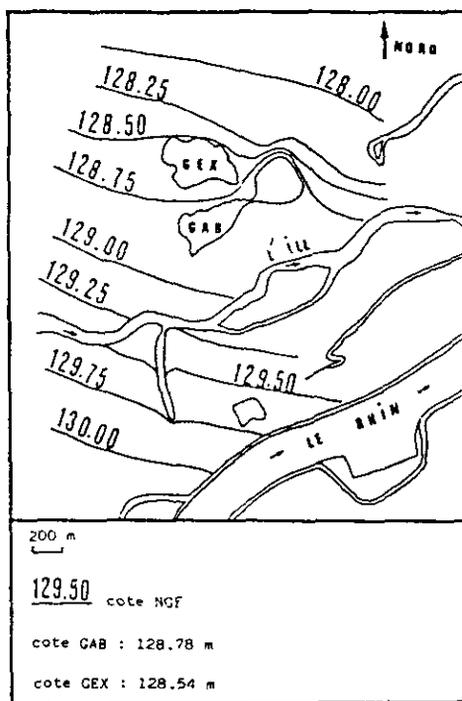


Figure 2.-Configuration des courbes équipotentielles obtenue d'après la campagne piézométrique de novembre 1985 (étiage).

## 2 - ÉVALUATION DE L'IMPACT HYDROCHIMIQUE NATUREL

### 2.1. Moyens et méthodes

Le fil conducteur de l'étude réalisée *in situ* consiste à comparer systématiquement la qualité des eaux au sein de chacun des continums nappe amont-ballastière-nappe aval considérés. Pour ce faire, six campagnes de prélèvements d'eaux de nappe et de ballastières ont été échelonnées au cours d'une année de surveillance du site (novembre 1985, janvier, mai juin, juillet et septembre 1986) (SINOQUET, 1987).

Dans chacune des ballastières, quatre prélèvements ont été réalisés à différentes profondeurs, au droit d'un point de stationnement situé dans une zone proche de la berge aval (distance 40 à 50 m). Les profondeurs explorées sont 0,50 m, 2 m et 7 m au-dessous de la surface de l'étang, 1 m au-dessus du fond de l'étang. Le prélèvement le plus profond était donc réalisé à 12 m de profondeur en GAB. L'horizon le plus profond était situé à -22 m en GEX.

Grâce à l'existence des doublets de piézomètres superficiel et profond, nous avons accès, en un point donné, à la qualité des eaux de nappe superficielle et profonde.

Aux paramètres classiques de la chimie minérale, figurant au programme d'une analyse de type 1 (analyse complète en chimie des eaux), ont été ajoutés certains paramètres dits de "pollution".

- Demande Chimique en Oxygène (D.C.O.),
- Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (D.B.O.<sub>5</sub>),
- Carbone Organique Total (C.O.T.),
- Azote Kjeldahl (NK.).

D'habitude, ces quatre paramètres sont réservés à l'analyse des eaux résiduaires, donc très chargées en matières organiques. L'analyse de ces paramètres a été maintenue dans le cadre de nos travaux car nous souhaitons en particulier évaluer l'activité biologique de chacune des ballastières.

Avant de commenter dans le détail les résultats obtenus, nous avons procédé à un traitement statistique des données recueillies sur le terrain. La méthode statistique utilisée est celle de l'analyse en composantes principales (GUIGOU, 1974). L'objectif était double :

- établir la synthèse des résultats obtenus,
- ranger les échantillons d'eaux de nappe et de ballastières par classes ou tendances, selon divers critères alors mis en évidence.

Une fois cette étape franchie, nous nous sommes intéressés aux valeurs prises par les paramètres chimiques mesurés.

## 2.2. Résultats obtenus par le biais de l'approche *in situ*

### 2.2.1. Résultats du traitement statistique des données obtenues

Nous avons choisi de n'utiliser à des fins d'interprétation que les deux premières composantes principales  $C_1$  et  $C_2$ . Les résultats des six analyses statistiques relatives aux six campagnes convergent :

- les composantes  $C_1$  et  $C_2$  permettent d'expliquer 50 à 60 % de la variance,
- la qualité des eaux de l'hydrosystème observé est relativement stable dans le temps.

A titre d'exemple, les résultats de l'analyse menée pour la campagne de janvier 1986 sont présentés en figure 3.  $C_1$  est une composante à signification double : influence atmosphérique - influence rhénane. Quant à la composante  $C_2$ , elle porte une signification liée à la profondeur de prélèvement.

(Nous n'évoquerons pas les résultats des projections dans un plan factoriel faisant intervenir une composante principale  $C_3$  ou  $C_4$ . En effet, la mise en évidence d'une signification des variables  $C_3$  et  $C_4$  est impossible.)

A l'issue de l'analyse statistique, nos conclusions sont les suivantes :  
- Les eaux de ballastières sont différenciées, et des eaux de nappe superficielle, et des eaux de nappe profonde, dont elles sont en fait le mélange.

- En outre, les qualités respectives des eaux de la ballastière exploitée et de la ballastière abandonnée sont voisines. Donc, nous pouvons déjà annoncer qu'un éventuel vieillissement naturel est peu sensible.



Le dégazage du dioxyde de carbone (fig. 4.2) constitue la cause de cette augmentation. En conséquence, l'impact hydrochimique naturel consiste essentiellement en une baisse assez nette des paramètres dureté ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et alcalinité ( $\text{HCO}_3^-$ ) au sein de la nappe superficielle aval. L'impact est plus atténué au niveau de la nappe profonde (fig. 4.3 et 4.4).

Les figures 4.3 et 4.4 présentent l'évolution spatio-temporelle des concentrations en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{HCO}_3^-$  pour chacune des deux ballastières. Une différence entre les impacts aval n'est due qu'à une différence de compositions chimiques des secteurs de nappe alimentant les deux ballastières. En effet, la ballastière abandonnée draine des eaux de provenance rhénane, donc de faibles dureté et alcalinité.

L'oxygénation produite lors du transit en ballastière est pratiquement annihilée du fait de la filtration au travers de la berge colmatée aval. En effet, les matières organiques sédimentées contribuant au colmatage consomment l'oxygène dissous (fig. 4.5). En tous les cas, les teneurs en oxygène dissous sont assez voisines d'une ballastière à l'autre, et ceci, en toute saison. Nous pouvons alors conclure que :

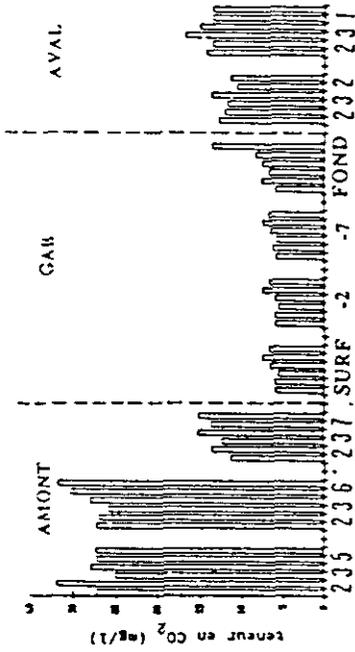
- les niveaux d'activité biologique sont comparables d'une ballastière à l'autre. (A aucun moment n'est observée, au sein d'une des deux ballastières étudiées, une augmentation significative du pH, ni une sursaturation en oxygène dissous. Cette activité biologique est donc faible.)

- l'exploitation d'une ballastière par dragage avec grappin est sans influence sur l'oxygénation de la masse totale des eaux d'une ballastière.

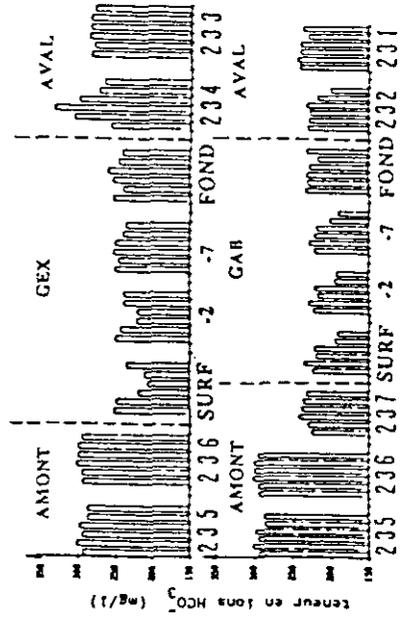
Quelques chiffres résumeront mieux les principales manifestations de l'impact hydrochimique naturel mesuré (tableau 2).

Tableau 2.- Influence des ballastières sur les eaux souterraines aval, à La Wantzenau.

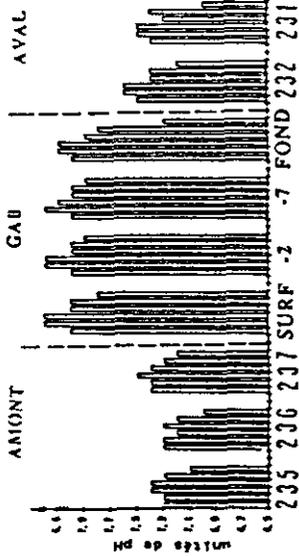
	Diminution nappe amont-nappe aval : -
	Augmentation nappe amont-nappe aval : +
Conductivité électrique à 20° C, en $\mu\text{S}/\text{cm}$	-50 à -80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en moyenne
pH	-0.1 unité de pH
Teneur en ions $\text{Ca}^{2+}$ (dureté) mg/l	nappe superficielle : -10 à -30 mg/l nappe profonde : -10 mg/l
Teneur en ions $\text{HCO}_3^-$ (alcalinité) mg/l	nappe superficielle : -50 à -90 mg/l nappe profonde : -10 mg/l
Teneur en oxygène dissous mg/l	nappe superficielle aval, à une distance égale à 10 m de la berge aval : +1 à +2 mg/l nappe superficielle aval, à une distance égale à 20 m de la berge aval : +1 mg/l



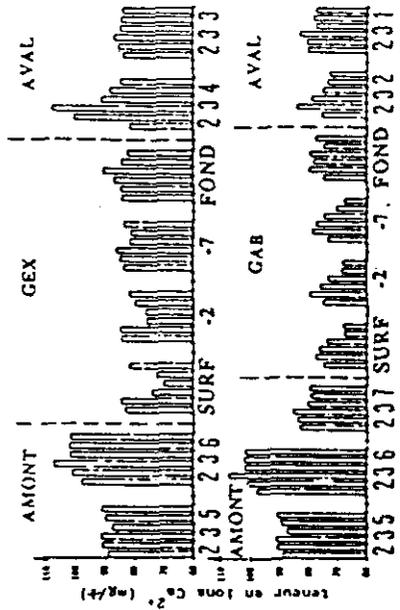
4.2.- Anhydride carbonique libre



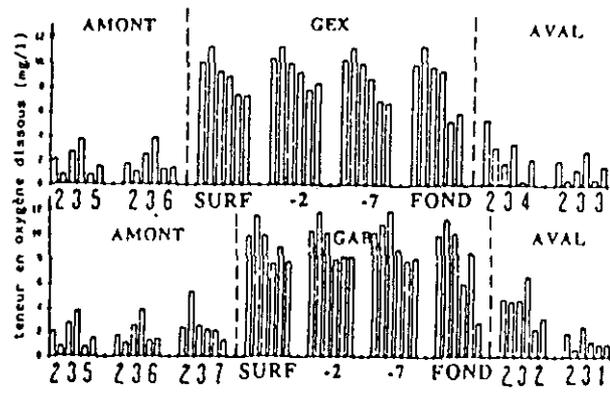
4.1.- Teneur en ions  $\text{HCO}_3^-$  (alcalinité)



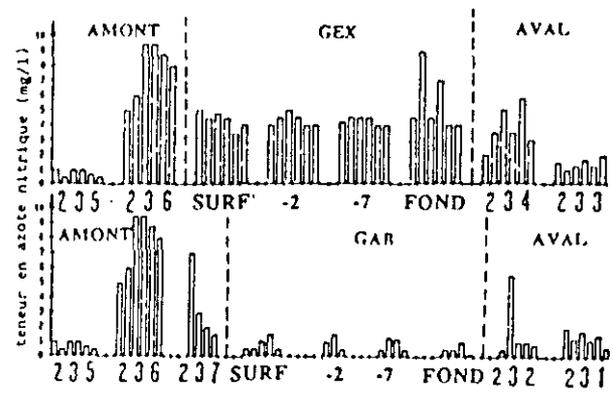
4.1.- pH



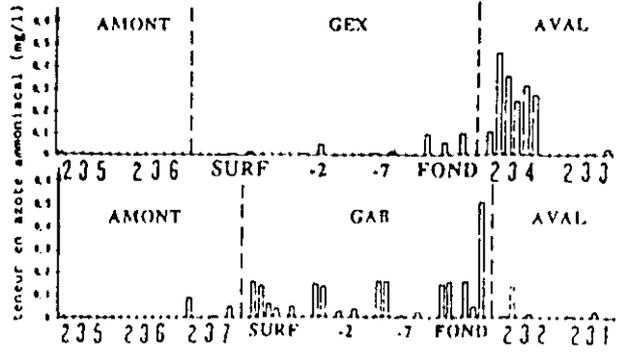
4.3.- Teneur en ions  $\text{Ca}^{2+}$  (dureté calcique)



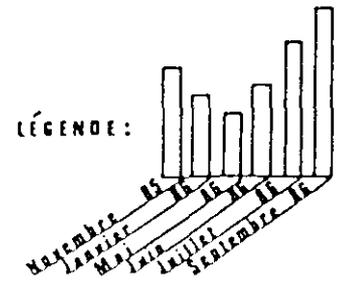
4.6.- Teneur en oxygène dissous



4.5.- Teneur en azote nitrique (ions  $\text{NO}_3^-$ )



4.7.- Teneur en azote ammoniacal (ions  $\text{NH}_4^+$ )



LÉGENDE:

Figures 4.1. à 4.7.- Evolution de 7 paramètres au sein du système nappe amont - ballastièrc - nappe aval.

L'élément azote est faiblement représenté dans l'hydrosystème étudié (fig. 4.6 et 4.7). La ballastière exploitée est la seule à présenter des concentrations non nulles (4 mg/l d'ions  $\text{NO}_3^-$  en moyenne). Cependant, aucune augmentation des teneurs en azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) n'est enregistrée en aval de cette ballastière. Par ailleurs, la présence d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) rencontré à faibles teneurs en aval de la ballastière exploitée n'est pas liée à la présence de l'étang. Cette présence est vraisemblablement la conséquence d'une pollution très locale du secteur.

La comparaison des teneurs en azote nitrique et en azote ammoniacal caractérisant les deux ballastières amène l'interprétation suivante :

Seule la forme azotée ammoniacale est représentée dans la ballastière abandonnée. Par contre, seule la forme azotée nitrique est présente en ballastière exploitée. Or, la faiblesse des concentrations en ions nitrates du secteur de nappe d'influence rhénane alimentant la ballastière abandonnée ne suffit pas à elle seule à expliquer la faible teneur en ions nitrates caractérisant cette dernière ballastière. En outre, il est impossible d'évoquer une action oxygénatrice de l'activité extracellulaire de granulats. Ainsi, la différence des concentrations en azote nitrique entre les deux ballastières ne peut s'expliquer que par la transformation, dans la ballastière abandonnée, de l'azote nitrique en azote ammoniacal. De fait, nombreux sont les exemples d'étangs dans lesquels joue une dénitrification bactériologique naturelle. Le vieillissement naturel d'une ballastière ne se traduit donc, à La Wantzenau, que par une modification du cycle de l'azote, la ballastière étant colonisée par une population de bactéries dénitrifiantes.

Par ailleurs, il nous a été impossible, au vu des concentrations en fer, aluminium, et manganèse (de grande variabilité temporelle), de préciser le devenir des micropolluants en ballastière. Les facteurs favorisant leur piégeage au sein des vases sédimentées sont :

- les augmentations de pH,
- la présence de particules en voie de sédimentation (fixation sur la matière organique, les oxydes et les hydroxydes métalliques, les argiles, par décantation ou co-précipitation). La présence d'agents complexants (exemple : l'ion chlorure) contrarie ce phénomène de piégeage. Une ballastière ne doit donc pas être systématiquement considérée comme un piège à micropolluants métalliques.

D'autre part, les valeurs des paramètres C.O.T., N.K., D.C.O. et D.B.O.<sub>5</sub> confortent les conclusions tirées de l'observation de l'évolution des paramètres pH et concentration en oxygène dissous. Ces résultats indiquent en effet que l'activité biologique est faible dans les deux ballastières (tableau 3). Au regard de chacun de ces quatre paramètres, aucun impact des ballastières sur la qualité des eaux souterraines aval ne peut être mis en évidence. Le maintien de la qualité des eaux de la ballastière la plus âgée, "abandonnée" depuis 25 ans, est le résultat d'une dégradation efficace de la matière organique, par suite des conditions d'aérobiose toujours vérifiées en cet étang.

Enfin, des études de la granulométrie des sédiments prélevés en berges des ballastières ont montré que les échanges hydrauliques ballastière-nappe sont essentiellement superficiels (DURBEC, 1986). Or, de légères chutes des valeurs de l'alcalinité et de la dureté sont décelées entre les piézomètres amont profond et aval profond (10 mg/l pour  $\text{Ca}^{2+}$ , et pour  $\text{HCO}_3^-$ ). Ainsi nous sommes autorisés à apporter le correctif suivant : les eaux de ballastière percolent aussi par le fond. En particulier, la ballastière abandonnée est loin d'être déconnectée de la nappe.

Tableau 3.- Fourchette des valeurs des paramètres C.O.T., N organique, D.C.O., et D.B.O.<sub>5</sub> pour les deux hydrosystèmes nappe amont - ballastière - nappe aval (mg/l).

	nappe amont		ballastière exploitée	nappe aval	
	profonde	superficielle		superficielle	profonde
C.O.T.	0,45-1,30	0,65-1,20	0,75-2,30	0,75-2,65	0,35-1,30
azote organique	0,43-0,85	0,50-1,10	0,40-1,92	0,20-1,74	0,38-0,85
D.C.O.	1,8 -4,5	2,4 -4,8	3,2 -8,4	3,2 -16,0	1,6 -4,8
D.B.O. <sub>5</sub>	—	—	0,7 -2,6	0,6 -2,8	0,8 -1,2

	nappe amont			ballastière abandonnée	nappe aval	
	centre-plaine		frange rhénane		superficielle	profonde
	profonde	superficielle				
C.O.T.	0,45-1,30	0,65-1,20	0,65-1,30	1,80-2,90	0,85-1,70	0,80-1,40
azote organique	0,43-0,85	0,50-1,10	0,39-1,06	0,40-2,08	0,40-1,10	0,34-1,10
D.C.O.	1,8 -4,5	2,4 -4,8	2,4 -4,8	6,4 -11,2	3,6 -8,0	3,2 -4,8
D.B.O. <sub>5</sub>	—	—	—	1,1 -2,7	0,8 -2,3	0,6 -1,6

2.2.2.2. Le traceur naturel Cl<sup>-</sup>

La comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques au sein de l'hydrosystème étudié nappe amont - ballastière - nappe aval amène à conclure à un faible impact hydrochimique aval. Le même type de comparaison, axée sur le paramètre teneur en ions chlorures, permet d'exploiter les résultats obtenus sur le terrain selon une optique nouvelle : la quantification des échanges hydrauliques entre nappe et ballastière. Alors, si ces nouvelles informations l'autorisent, l'étude de terrain aboutira logiquement à une modélisation mathématique, dont l'intérêt est la simulation d'un impact chimique artificiel (pollution).

Pour comparer les quantités d'eau échangées entre nappe superficielle et ballastière d'une part, entre nappe profonde et ballastière d'autre part, nous avons recours au paramètre teneur en ions Cl<sup>-</sup>. L'ion chlorure, de faible réactivité chimique, constitue en effet un traceur naturel. De fait, la teneur en ions Cl<sup>-</sup> de chacun des étangs et de la nappe est constante (fig. 5). La distribution spatiale de la teneur en ions Cl<sup>-</sup> au sein du système nappe amont - ballastière - nappe aval peut être schématisée par la figure 6.

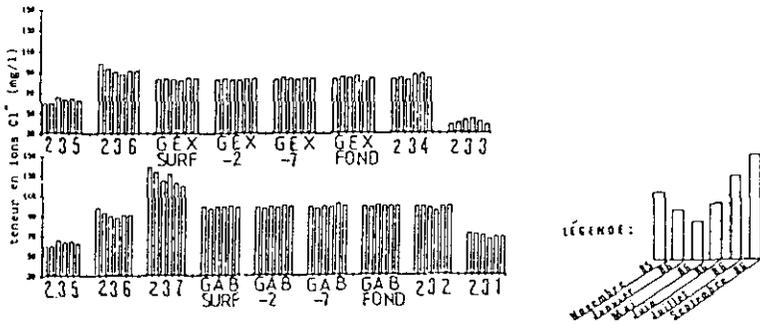


Figure 5.- Evolution spatio-temporelle de la teneur en chlorures au sein du système nappe amont - ballastière - nappe aval.

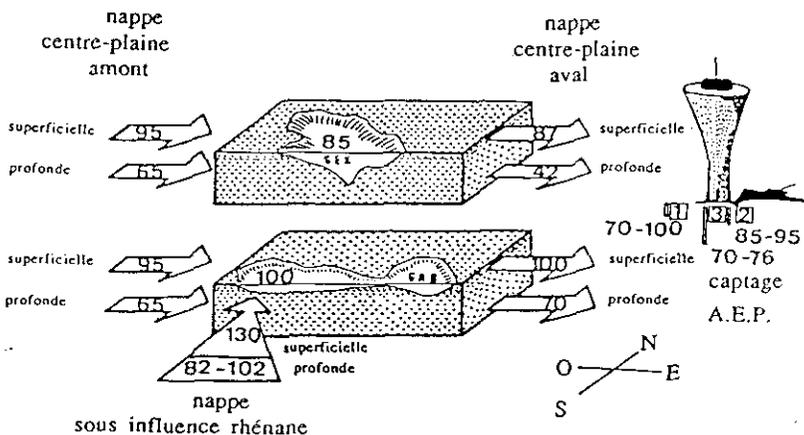


Figure 6.- Distribution de la teneur en ions chlorures au sein du système nappe amont - ballastière - nappe aval. (mg/l)

Dans ces conditions, nous souhaitons évaluer les proportions de mélange entre des tranches superficielle et profonde de nappe amont, responsables des concentrations mesurées dans les étangs.

La ballastière exploitée est alimentée par la seule nappe dite de "centre-plaine". Le débit d'échange avec la tranche superficielle de cette nappe (caractérisée par une concentration de 95 mg/l en ions chlorures) représente les deux tiers du débit total transitant par cette ballastière. La tranche profonde (caractérisée par une concentration de 65 mg/l en ions chlorures) n'alimente la ballastière qu'à raison du tiers du débit total de transit nappe-ballastière.

A l'impact de la nappe de secteur centre-plaine se superpose celui de la nappe sous influence rhénane, pour la ballastière abandonnée. Nous posons l'hypothèse que la part du débit total due à la nappe sous influence rhénane provient entièrement de la tranche superficielle de cette nappe (caractérisée par une concentration de 130 mg/l en ions chlorures). Cette hypothèse est validée par la comparaison de l'évolution avec la profondeur de la concentration en ions chlorures de la nappe rhénane (étudiée par ailleurs dans le secteur) et la profondeur de la ballastière abandonnée. Cependant, même si le système étudié peut être simplifié comme indiqué, seule une estimation peut être proposée pour les débits d'échange entre la ballastière abandonnée et les trois unités différenciées de nappe qui l'alimentent (tableau 4). Les valeurs retenues sont celles qui s'accordent le mieux avec la connaissance que nous avons de la piézométrie locale. Aucun autre paramètre ne permet une tel raisonnement (non conservation de la masse).

Tableau 4.- Proportions de mélange des eaux de nappes amont profonde et superficielle responsables des concentrations observées dans les ballastières. Estimation pour le traceur Cl<sup>-</sup>.

	Ballastière exploitée	Ballastière abandonnée
Apport nappe superficielle	70 %	80 %
		dont 40 % pour la nappe du secteur centre-plaine et 40 % pour la nappe du secteur frange rhénane
Apport nappe profonde	30 %	20 %

La couche argileuse profonde, en "isolant" deux tranches de nappe de qualités chimiques différentes, exerce une influence sur la qualité des eaux des deux ballastières considérées. Sa présence privilégie l'alimentation des ballastières par la tranche superficielle.

Nous confirmons donc que la ballastière abandonnée étudiée n'est pas déconnectée de la nappe amont profonde. En effet, le colmatage diminue la perméabilité mais il induit localement une augmentation du gradient

hydraulique suffisante pour maintenir des échanges hydrauliques. De surcroît, la biodégradation des matières organiques fonctionnant correctement dans l'étang abandonné, l'édification du colmatage en est ralentie d'autant.

La valeur de 42 mg/l de  $\text{Cl}^-$  caractéristique de la nappe profonde aval de l'étang exploité implique l'intervention d'un apport extérieur à l'hydrosystème étudié. Ce fait explique que l'évaluation des proportions de mélange n'ait été conduite qu'en amont des ballastières. Ainsi, la compréhension du mécanisme des échanges hydrauliques ballastière - nappe s'avère complexe.

Par ailleurs, la figure 6 porte mention des concentrations moyennes en ions  $\text{Cl}^-$  obtenues à 300 m en aval des deux ballastières, pour différents horizons de nappe :

- 1 - Le piézomètre superficiel, voisin du captage d'eau potable traverse la nappe superficielle jusqu'à la profondeur de 6 m,
- 2 - L'eau du premier puits de captage est prélevée à une profondeur de 15 m environ,
- 3 - Le second forage est crépiné de 30 à 35 m de profondeur.

Ce captage A.E.P. est directement alimenté par la ballastière exploitée (carte piézométrique en figure 2). Nous constatons que les concentrations des horizons superficiels (1) et (2) sont voisines de la concentration mesurée en ballastière exploitée. Par absence de différence significative avec la concentration moyenne de la nappe superficielle amont, nous ne pouvons mettre en évidence un impact sur la nappe superficielle. Par contre, il est clair que le captage profond subit davantage l'influence de la nappe environnante profonde à 70 mg/l de  $\text{Cl}^-$ , que l'influence de la nappe aval profonde à 42 mg/l de  $\text{Cl}^-$ . En résumé, à 300 m en aval des ballastières, un impact hydrochimique n'est pas mis en évidence. Mais sur une tranche de 20 m de profondeur, la nappe aval se trouve vraisemblablement encore sous influence de la ballastière exploitée. En outre, la limitation de l'impact hydrochimique à la nappe superficielle de profondeur inférieure à 20 m est conforme à la présence d'une discontinuité peu perméable située à 20 m de profondeur.

### 2.2.3. Conclusion

En site protégé (surveillance de la part de l'exploitant), la présence de ballastières profondes n'induit pas d'impact hydrochimique naturel notable sur les eaux souterraines. Cependant, la présence de ballastières accroît la vulnérabilité de la nappe à des pollutions accidentelles. Il était donc de première importance d'examiner l'évolution de la concentration en polluant due à une contamination par les ballastières, au forage aval. La modélisation hydrochimique des échanges nappe-ballastière-nappe s'avère donc le complément logique de l'étude de terrain présentée ci-avant.

---

### 3 - MODÉLISATION MATHÉMATIQUE DES ÉCHANGES HYDROCHIMIQUES ENTRE NAPPE ET BALLASTIÈRE

---

#### 3.1. Etalonnage d'un modèle hydrochimique de propagation de l'ion chlorure

Notre objectif consiste à simuler la pollution accidentelle d'une nappe à la faveur de la présence d'une ballastière : la ballastière est elle-même contaminée, ou encore la présence de cette ballastière modifie la propagation d'un produit polluant déjà présent dans la nappe, en amont de l'étang.

Un modèle d'échanges hydrodynamiques avait déjà été testé avec succès sur le cas des deux ballastières de La Wantzenau (DURBEC *et al.*, 1987). La présence de la couche argileuse repérée à La Wantzenau, et dont le rôle a été souligné par l'approche expérimentale portant sur la comparaison des concentrations en ions chlorures mesurées dans la nappe (à différentes profondeurs) et dans les ballastières, nous autorise à utiliser un modèle bidimensionnel de nappe. Ce modèle constitue une approximation de la réalité dans la mesure où l'imperméabilité de cet écran argileux n'est pas totale.

Nous avons utilisé ce modèle en prenant en compte le résultat de campagnes piézométriques supplémentaires et concernant davantage de points. Avant de mettre en oeuvre la simulation d'une pollution accidentelle, nous avons étalonné le modèle hydrochimique à l'aide de données recueillies pour le traceur naturel chlorure.

Les limites du domaine de modélisation hydrodynamique (conservées pour la modélisation hydrochimique) sont les suivantes (fig. 7) :

- deux limites ouest et nord-est coïncidant avec deux lignes équipotentiellles non perturbées par l'existence de ballastières,
- une limite nord-ouest imperméable, à flux nul (cette limite correspond à une ligne de courant non influencée par la présence des étangs),
- une limite sud, à potentiel imposé puisque calquée sur la rivière Ill.

D'autre part :

- une couche argileuse peu perméable sépare une nappe superficielle d'une vingtaine de mètres d'épaisseur, de la nappe plus profonde.
- les échanges entre ballastière et nappe superficielle (profondeur 10 m) sont prépondérants sur les échanges entre ballastière et nappe profonde.

Ainsi, l'épaisseur d'aquifère prise en compte par le modèle a été choisie égale à 20 m. Les ballastières sont considérées comme des ballastières complètes : leur fond correspond à la couche argileuse imperméable située à 20 m de profondeur.

La méthode des éléments finis a été choisie parce qu'elle permet une bonne adaptation des éléments aux particularités locales (ballastières, rivières). Ces éléments représentent les projections d'autant d'éléments triangulaires prismatiques de hauteur égale à la puissance de l'aquifère modélisé (20 m).

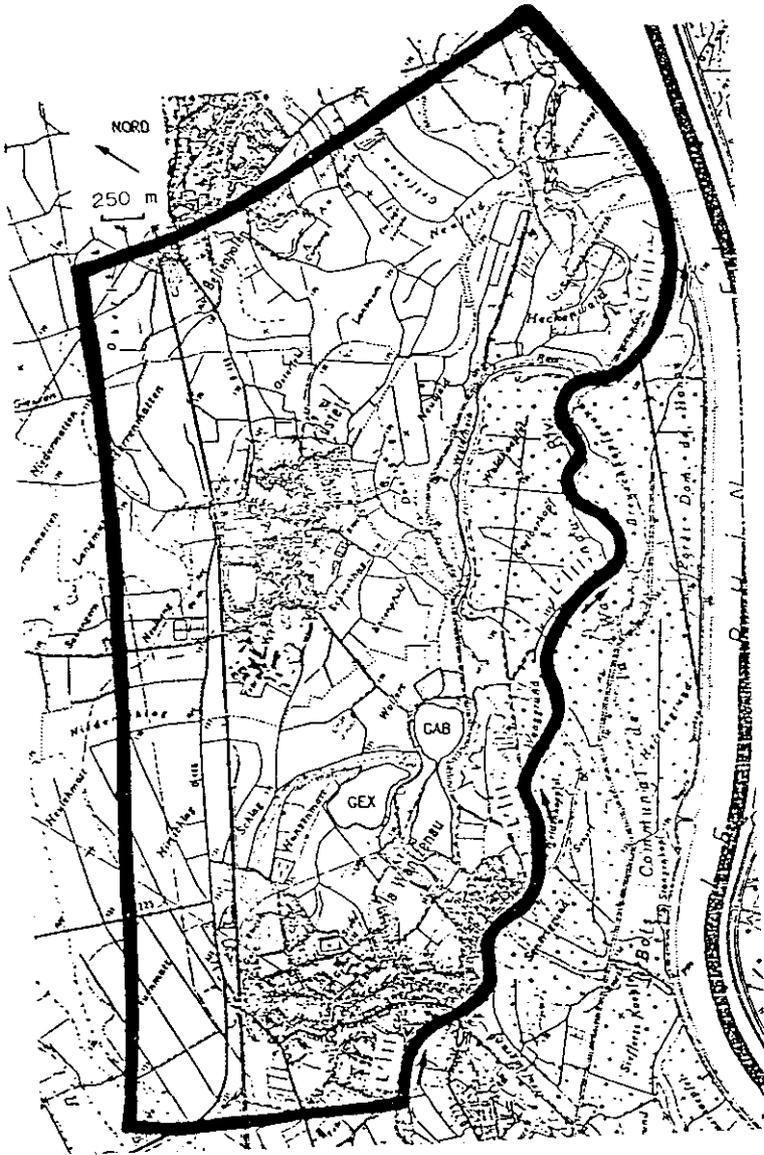


Figure 7.- Limites du domaine de modélisation (d'après DURBEC A., 1986).

La discrétisation opérée dans le cadre de cette modélisation bidimensionnelle a consisté à découper ce domaine de  $12 \text{ km}^2$  en éléments triangulaires. Aux noeuds du maillage peuvent être imposées certaines conditions (flux nul, potentiel imposé). En certains autres, les résultats fournis par le modèle sont confrontés aux mesures recueillies sur le terrain.

L'aquifère modélisé est supposé isotrope. L'équation décrivant l'écoulement est la suivante :

$$L(h) = \frac{\partial}{\partial x} \left( T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( T \frac{\partial h}{\partial y} \right) - s \frac{\partial h}{\partial t} + q = 0$$

avec  $h$  : hauteur du toit de la nappe [L]

$T$  : tenseur des transmissivités  $T_{ij}$  [ $L^2 T^{-1}$ ]

$s$  : coefficient d'emménagement [ ]

$q$  : débit de transfert (eau rentrant par les limites inférieure et supérieure du domaine) [ $LT^{-1}$ ]

L'équation régissant la diffusion-dispersion d'un soluté en milieu poreux s'écrit :

$$L(c) = \frac{\partial c}{\partial t} + u_x \frac{\partial c}{\partial x} + u_y \frac{\partial c}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left[ D_{xx} \frac{\partial c}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial c}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[ D_{yx} \frac{\partial c}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial c}{\partial y} \right] = 0$$

avec  $C$  : concentration en soluté chimique [ $ML^{-3}$ ]

$u_x$  : vitesse réelle moyenne selon la direction  $ox$  [ $LT^{-1}$ ]

$u_y$  : vitesse réelle moyenne selon la direction  $oy$  [ $LT^{-1}$ ]

$D_{xy}$  : dispersion hydrodynamique [ $LT^{-1}$ ]

Par ailleurs, dans la réalité, les potentiels sont imposés à la limite des ballastières. Toutefois, en modélisation, des potentiels n'ont pas été imposés aux noeuds situés en limite de ballastière. En effet, ces conditions constitueraient une contrainte trop forte vis-à-vis des noeuds à potentiel non imposé situés à proximité des premiers. L'étalonnage du modèle, dans ce secteur restreint, serait alors impossible.

Les ballastières sont découpées en éléments prismatiques de milieu poreux de transmissivité 50 à 100 fois plus grande que la référence locale située dans la fourchette 1500-2500  $m^2/j$ . Les valeurs des perméabilités mesurées ponctuellement sur les berges et au fond de la ballastière abandonnée ont été affectées aux éléments triangulaires de son périmètre (DURBEC, 1986). La surface de ces éléments a été prise en compte pour le calcul des perméabilités équivalentes. En outre, il a été tenu compte de l'existence du gradient de colmatage présenté par les berges de la ballastière abandonnée, dans la direction verticale. Pour la ballastière exploitée, l'hypothèse de l'absence de colmatage des berges a été retenue.

Dans l'approximation des fonctions  $h$  et  $C$ , la particularité de la méthode des éléments finis réside dans le fait suivant : pour un élément fini, la fonction d'interpolation ne fait intervenir que les variables liées aux noeuds définissant l'élément.

La transmissivité et le degré de colmatage des berges de ballastières ont été déterminés par l'étalonnage du modèle hydrodynamique (DURBEC *et al.*, 1987). En modélisation des échanges hydrochimiques, les dispersivités longitudinale et transversale ont été respectivement fixées à 50 et 5 m. En effet, les résultats des campagnes de prélèvement, confortés par une étude de la qualité des eaux sur le secteur plus vaste de la bordure rhénane, prouvent que la source émettrice de soluté est étendue. Par ailleurs, du fait de la constance des concentrations en ions chlorures, la modélisation hydrochimique est menée en régime permanent. Elle est couplée à un régime hydrodynamique permanent moyen. Ainsi, dans ces conditions, c'est plus le rapport entre les dispersivités longitudinale et transversale qui importe que les valeurs mêmes fixées pour ces paramètres.

Pour la réalisation de l'étalonnage du modèle hydrochimique au niveau des ballastières, la démarche suivante a été adoptée :

Dans la réalité, vis-à-vis du paramètre  $Cl^-$ , la concentration des eaux de chacun des étangs est homogène. Or, par le fait de la modélisation, un étang est un ensemble de prismes poreux, de forte perméabilité. Cette description ne permet pas de simuler l'homogénéisation naturelle des concentrations caractérisant chacune des lignes de courant aboutissant à une ballastière. Aussi est-il nécessaire d'effectuer une moyenne des concentrations calculées sur chacune des mailles d'un étang pour homogénéiser artificiellement la ballastière considérée, tout en gardant présent à l'esprit le fait que cet artifice représente une cause d'imperfection des simulations. La différence entre la concentration moyenne calculée et la concentration mesurée constitue l'un des critères d'acceptation ou de refus des hypothèses de mise en oeuvre du modèle.

Les résultats du modèle étalonné sont présentés sous forme graphique (fig. 8 et 9). Le tracé des courbes équipotentielles est marqué par un resserrement à l'aval nord immédiat de l'étang abandonné, en liaison avec l'existence d'un fort degré de colmatage dans cette zone. De plus, près de la moitié du front d'alimentation de la ballastière exploitée est sous influence de l'étang voisin. Le forage A.E.P. est situé sur le trajet d'écoulement préférentiel aval de la ballastière exploitée. Cependant, la ballastière abandonnée est située en position hydraulique amont par rapport à la ballastière exploitée. La ballastière abandonnée influence indirectement le forage aval. Par ailleurs, la convergence des lignes de courant, en aval éloigné des étangs, est due à la présence d'un fossé drainant, ancien bras de l'Ill. Sur le champ modélisé, le débit unitaire moyen calculé est égal à 0,68 m/j ( $q_{min} = 0,03$  m/j ;  $q_{max} = 6,7$  m/j).

Au cours de l'étalonnage du modèle hydrochimique, il a été nécessaire d'imposer aux points de la limite sud, correspondant à la rivière Ill, une concentration supérieure à la concentration moyenne effectivement mesurée (60 mg/l). La concentration de ce front d'alimentation a été fixée à 130 mg/l. Cette valeur est celle de la concentration moyenne mesurée dans le Rhin. Ainsi, l'influence hydrochimique de la rivière Ill est négligeable devant celle du Rhin. S'il en est ainsi, c'est que la même conclusion peut être apportée au sujet de l'influence hydrodynamique : les eaux de provenance rhénane contournent le lit de la rivière Ill et influencent les ballastières de La Wantzenau.

Pour les piézomètres 236 et 237, les écarts relatifs ( $\Delta' = (C_m - C_c) / C_c$ ) sont de l'ordre de 20 à 25 %. Ces écarts nous semblent acceptables compte tenu des conditions d'application du modèle (simulation bidimensionnelle) et des hypothèses faites sur les conditions aux limites.

Les courbes d'isoconcentration en ions chlorures sont pratiquement parallèles aux lignes de courant. Ce phénomène provient d'une identité des sources d'alimentations hydrodynamique et hydrochimique du modèle. Cette identité est elle-même le reflet de la réalité observée sur le champ expérimental : le secteur centre-plaine est pris en compte en limite ouest, l'influence rhénane est prise en compte grâce à la limite sud (rivière Ill).

La preuve de l'influence chimique négligeable de la rivière Ill devant celle du Rhin est apportée par le modèle hydrochimique étalonné pour l'ion  $\text{Cl}^-$ . Ce modèle n'apporte aucune information supplémentaire au modèle hydrodynamique en ce qui concerne l'impact des ballastières sur le captage aval. Cet étalonnage ne constituait pas un but en soi, mais il représentait une étape incontournable : son issue autorisait ou empêchait au contraire de poursuivre les travaux par des simulations de pollutions accidentelles.

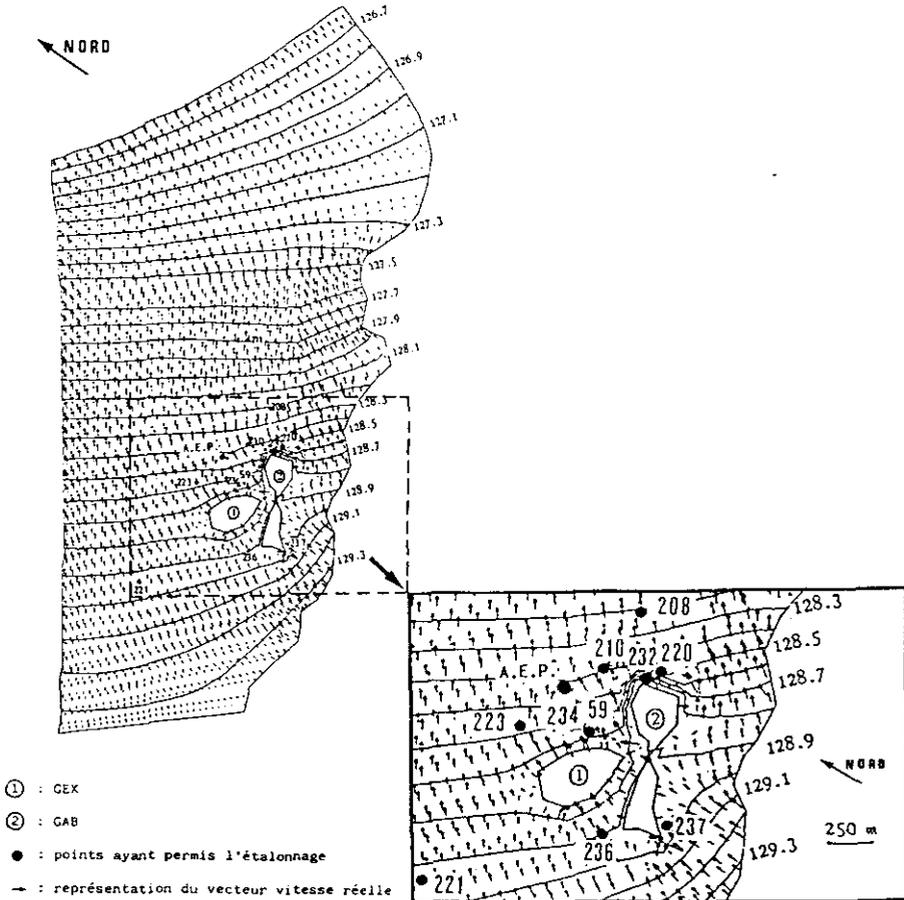


TABLEAU DES RESULTATS DE L'ETALONNAGE (hauteurs piézométriques)

	236	234	232	237	208	210	220	GEX	GAB	221	223	59	211
hauteur mesurée $h_m$ (m)	28,96	28,64	28,60	29,03	28,05	28,25	28,49	28,68	28,98	28,86	28,61	28,79	27,89
hauteur calculée $h_c$ (m)	28,92	28,69	28,50	28,97	28,23	28,40	28,49	28,76	28,91	28,95	28,59	28,73	27,80
$\Delta = h_m - h_c$ (m)	0,04	-0,05	0,10	0,06	-0,18	-0,15	0	-0,08	0,07	-0,09	0,02	0,06	0,09

Figure 8.- Etalonnage du modèle hydrodynamique : courbes équipotentielles (cotes NGF en m).

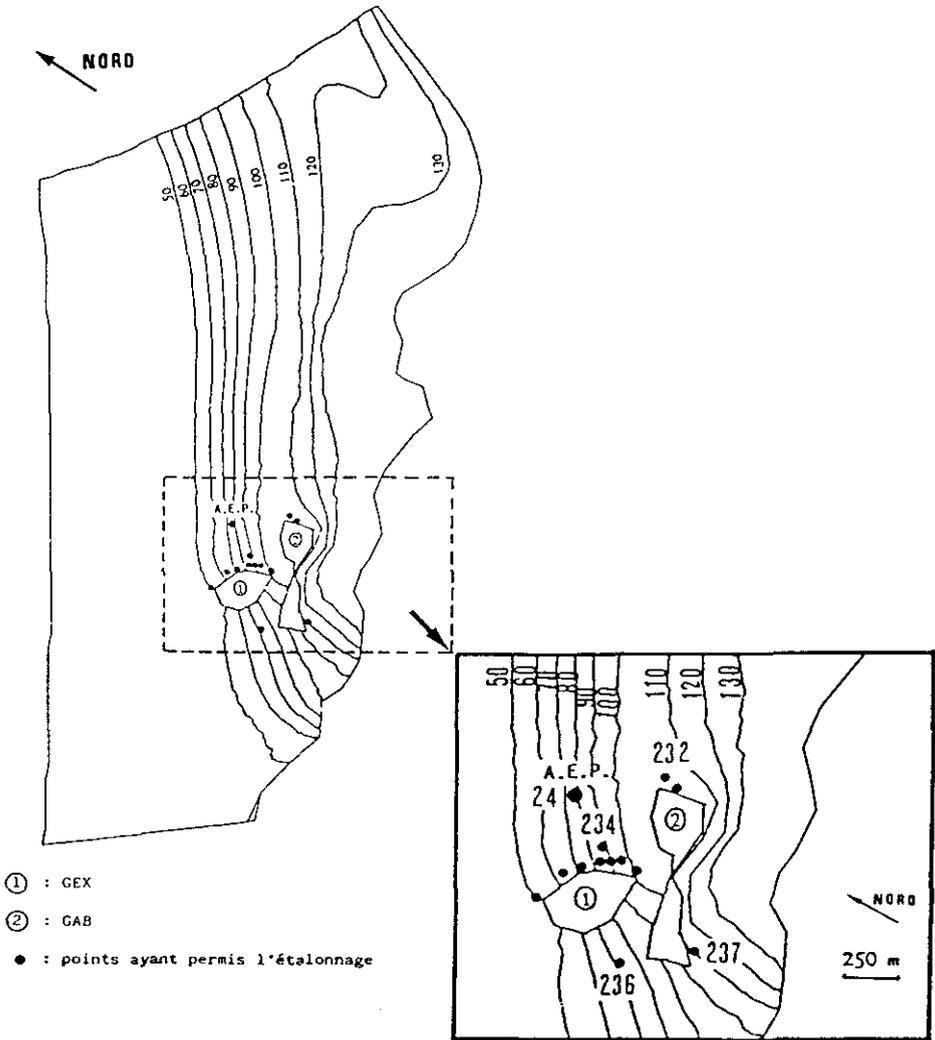


TABLEAU DES RESULTATS DE L'ETALONNAGE (concentrations en ions chlorures)

	24	236	234	232	237	GEX	GAB						
concentration mesurée $C_m$ (mg / l)	82	95	87	100	130	85						100	
concentration calculée $C_c$ (mg / l)	72	73	91	104	111	49	66	87	98	92	104	76	108
$\Delta = C_m - C_c$ (mg / l)	10	22	-4	-4	28	3						-8	

Figure 9.- Etalonnage du modèle hydrochimique : courbes d'iso-concentration en mg/l d'ions  $Cl^-$ .

### 3.2. Simulation de la propagation d'une pollution par les ballastières

Les simulations concernent des pollutions accidentelles par un produit contaminant se comportant en traceur chimique. Chacune des ballastières a fait l'objet d'une simulation de pollution temporaire, puis de celle d'une pollution continue.

L'ensemble des noeuds sommets des éléments triangulaires situés en berge aval de l'étang pollué constitue la source émettrice de produit polluant. Cette démarche permet de tenir compte de l'homogénéisation du produit polluant au sein de l'étang. Ce phénomène d'homogénéisation avait été plus difficile à prendre en compte au cours de l'étalonnage pour le traceur chlorure.

En simulation de pollution continue, les concentrations aux noeuds de la berge aval sont fixées à 100 mg/l de produit polluant. Le fonctionnement en régime transitoire du modèle hydrochimique permet de suivre l'évolution de la teneur en polluant du forage aval.

#### 3.2.1. Risque potentiel

Le déversement accidentel d'une matière polluante en ballastière est simulé par une émission instantanée de soluté se traduisant par une concentration de 100 mg/l au voisinage immédiat des berges aval. La différence présentée par les courbes obtenues au forage aval (fig. 10) est due :

- au colmatage de la ballastière abandonnée,
- à la différence des distances des étangs au forage (350 m et 240 m respectivement pour les étangs abandonné et exploité),
- à la dilution due aux apports de la nappe du secteur frange rhénane.

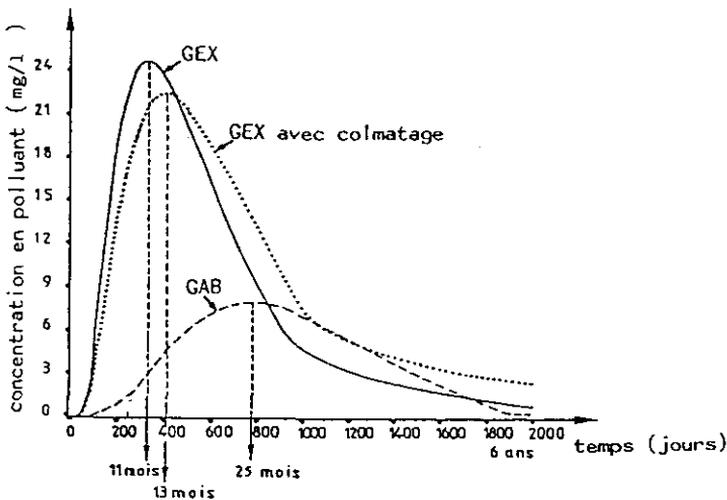


Figure 10.- Evolution de la concentration au forage aval.

Hypothèse d'une émission instantanée de polluant - 100 mg/l en GAB, GEX et GEX colmatée.

Sur la figure 10 a également été reportée la courbe d'évolution de la concentration obtenue dans le cas où la berge aval de la ballastière exploitée serait colmatée. Pour réaliser ce vieillissement fictif de l'étang exploité, nous avons affecté une valeur de la transmissivité égale à  $100 \text{ m}^2/\text{j}$  aux éléments adjacents à la berge aval. Cette valeur est voisine des plus basses valeurs affectées aux mailles aval délimitant la ballastière abandonnée. L'allure de la courbe obtenue montre que le colmatage de l'étang exploité modifie peu son influence hydrochimique sur le captage A.E.P.

Enfin, si la pollution par l'étang abandonné est plus discrète que celle due à l'étang exploité, un délai sensiblement identique est nécessaire à l'évacuation de cette contamination (6 ans environ). On remarque en outre qu'après un laps de temps de 25 mois, les courbes de dépollution sont, sinon confondues, du moins très voisines l'une de l'autre. Ces simulations ont été entreprises avec une valeur de la dispersivité longitudinale étalonnée à 50 m. Toutefois, il convient de discuter l'influence de la valeur de la dispersivité longitudinale choisie. Pour une valeur plus élevée de ce paramètre, nous aurions obtenu :

- une même date d'apparition du pic de concentration maximale,
- une valeur plus faible de cette concentration maximale,
- un temps de retour à la situation initiale, supérieur à 6 ans.

### 3.2.2. Risque à long terme

Si l'aquifère est pollué localement en amont de l'une ou l'autre des ballastières (fuite à partir du réseau d'assainissement de la commune de La Wantzenau, pollution par engrais agricoles), la ballastière concernée deviendra alors une source d'émission continue de polluant.

La simulation de ce type de pollution a été réalisée pour chacun des deux étangs. Les résultats obtenus au forage aval sont présentés en figures 11, 12 et 13.

Outre la connaissance des délais d'installation d'un régime permanent au forage aval (dispersivité longitudinale : 50 m), ces travaux permettent de déterminer la part des eaux captées au forage aval, ayant transité par les ballastières.

Etant donné le fait que la ballastière exploitée est située en aval hydraulique de la ballastière abandonnée, nous pouvons avancer qu'environ 90 % des eaux captées au puits aval ont transité par la ballastière exploitée. Les apports directs par la ballastière abandonnée, le secteur centre-plaine et la nappe sous influence rhénane interviendraient pour une part de 10 % dans l'alimentation du forage aval.

Les pourcentages de 90 % (provenance de GEX) et de 60 % (provenance de GAB) ne sont toutefois cohérents que si l'on comprend dans les 60 % apportés au forage aval par la ballastière abandonnée un certain pourcentage ayant transité par GEX. Ainsi, ce sont sans doute plus de 50 % des eaux pompées au forage aval qui proviennent de GAB, par GEX interposée.

La présence de la ballastière abandonnée (maintenue en bon état) constituera un facteur de dilution important des eaux de l'étang exploité, en cas de contamination de ce dernier. Par contre, si la ballastière abandonnée est contaminée, la présence de l'étang exploité entraînera la redistribution de la pollution aux dépens de la qualité des eaux du puits aval.

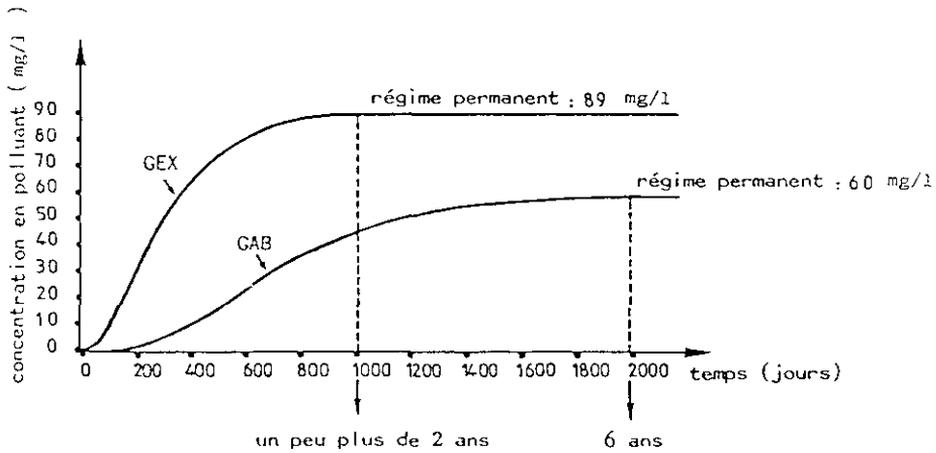


Figure 11.- Evolution de la concentration au forage aval.  
Hypothèse d'une émission continue de polluant  
100 mg/l en GAB et en GEX.

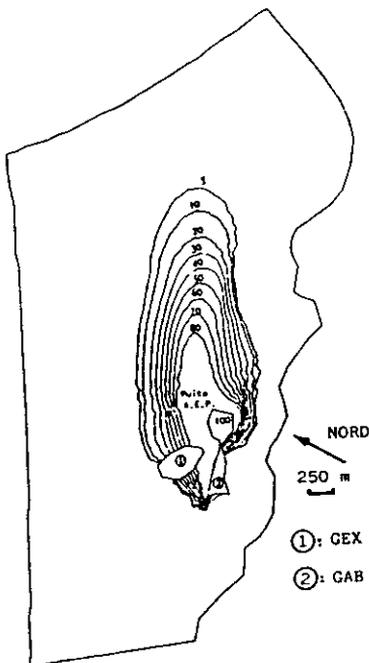


Figure 12.- Emission continue  
d'un polluant (100 mg/l) en GAB.  
Courbes d'isoconcentration obtenues  
après installation d'un régime  
permanent (fig. 11) au  
forage aval.

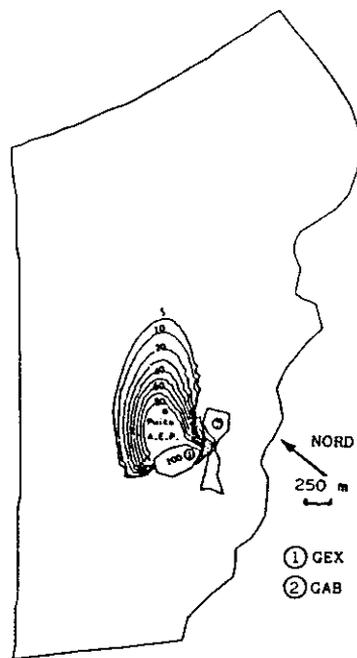


Figure 13.- Emission continue  
d'un polluant (100 mg/l) en GEX.  
Courbes d'isoconcentration obtenues  
après installation d'un régime  
permanent (fig. 11) au  
forage aval.

## 4 - CONCLUSION

Sur le champ expérimental de La Wantzenau, site exempt de pollution et soumis à une surveillance de la part de l'exploitant de granulats, l'impact hydrochimique naturel de deux ballastières profondes est sans conséquence sur la qualité :

- des eaux de la nappe aval proche,
- des eaux captées par un forage A.E.P. situé à 300 m en aval des étangs, 90 % des eaux captées provenant pourtant des ballastières.

La qualité des eaux des ballastières diffère légèrement de celle des eaux souterraines amont. L'oxygénation ou le réchauffement par l'atmosphère sont à l'origine de cette différence. De même, les eaux souterraines aval ne diffèrent que par une alcalinité et une dureté légèrement inférieures aux valeurs caractérisant les eaux souterraines amont. Cette perturbation anodine est beaucoup moins marquée en nappe profonde. Une durée moyenne de percolation de 450 jours entre les ballastières et le forage, suffit à effacer le faible impact des étangs.

Tout comme la ballastière exploitée, la ballastière abandonnée est également caractérisée par une bonne qualité de ses eaux. Le seul indice d'un vieillissement naturel consiste en l'installation d'une dénitrification naturelle. A La Wantzenau, où les teneurs en azote sont faibles, l'impact sur la nappe aval est absent. Les ballastières sont toutes deux caractérisées par une faible activité biologique. De fait, une analyse statistique ne permet pas la partition des résultats obtenus en classes "mauvaise qualité" et "bonne qualité". Cette constatation s'applique à la comparaison des qualités des nappes amont et aval. Elle s'applique également à la comparaison des qualités des deux ballastières. En outre, aucune oxygénation des eaux d'une ballastière, liée à l'activité d'extraction de granulats, n'est constatée à La Wantzenau.

C'est donc bien plutôt le risque d'un impact chimique artificiel qui demeure préoccupant. En effet, il est nécessaire de compenser l'accroissement de vulnérabilité d'un aquifère, induit par la création d'une ballastière, par une meilleure connaissance de l'hydrodynamisme et de l'hydrochimie du site concerné. Dans le cas présent, l'étalonnage d'un modèle de propagation de l'ion chlorure au sein d'un aquifère entaillé par deux étangs a constitué une phase préliminaire à la simulation de scénarii de pollutions accidentelles du forage A.E.P. aval.

Outre son caractère original, l'approche par le biais de la modélisation mathématique du système nappe-gravières de La Wantzenau offre les intérêts suivants :

- confirmation des hypothèses émises lors de l'interprétation des résultats de l'étude expérimentale,
- validation de la description des gravières au sein de modèles hydrodynamique et hydrochimique,
- quantification de la part du débit prélevé en aval, à la station de pompage, en provenance d'une ballastière donnée,
- présentation d'un type de modélisation possible et aboutissant à une méthodologie à suivre pour la protection de la nappe alluviale en cas de pollution accidentelle d'une gravière.

En effet, grâce à des modélisations de ce type, les autorités gestionnaires de la qualité des eaux souterraines seraient en mesure de prendre une décision appropriée en cas de pollution. Selon les cas, la solution à adopter consisterait :

- à accepter une augmentation de la teneur au forage A.E.P. concerné si le modèle prévoit que le pic de pollution (émission instantanée), ou le palier (émission continue) est situé au-dessous du seuil de potabilité. La dépollution naturelle devrait nécessairement faire l'objet d'une surveillance,

- à arrêter momentanément les pompages au captage, ou à implanter des puits de dépollution lorsque le modèle prédit un dépassement du seuil de potabilité.

---

## REMERCIEMENTS

---

L'étude de l'impact hydrochimique naturel des ballastières de La Wantzenau a bénéficié d'un soutien financier dans le cadre de conventions passées entre le Bureau de Recherches Géologiques et Minières et le Comité de Gestion de la Taxe Parafiscale sur les Granulats, le Ministère de l'Environnement et la Région Alsace. Les travaux conduits en modélisation ont été financés dans le cadre d'une convention entre l'Institut de Mécanique des Fluides - Université Louis Pasteur de Strasbourg et le Ministère de l'Environnement. Nous remercions tous ces organismes pour leur participation financière.

---

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- DURBEC A. (1986). Sectorisation des berges des ballastières en eaux. Application à l'étude des échanges hydrodynamiques avec la nappe phréatique d'Alsace, au nord de Strasbourg. Thèse, Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires - Institut de Mécanique des Fluides - Université Louis Pasteur, Strasbourg, 199 p.
- DURBEC A., MUNTZER P., ZILLIOX L. (1986). Visualisation par thermographie aérienne, des échanges hydrodynamiques entre la nappe phréatique, les cours d'eau et les gravières dans la plaine du Rhin au nord de Strasbourg. *Bull. S.F.P.T.*, n° 102 (1986-2) 25-36.
- DURBEC A., ACKERER P., ZILLIOX L. (1987). Hydrodynamical exchanges between gravel pits and the aquifer : a risk for groundwater quality. Field observations and modelling. *Int. Conf. on the Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. Noordwijk aan Zee (NL), March-April 1987, TNO Committee on Hydrological Research, Proc. and information n°38, 1001-1009.
- GUIGOU J.L. (1974). Méthodes multidimensionnelles. Analyses des données et choix à critères multiples. Finance et économie appliquée. Collection publiée sous la direction de HIERCHE M. Dunod.
- SINOQUET C. (1987). Impacts d'une ballastière en eau sur la qualité des eaux souterraines, cas de deux ballastières alsaciennes et modélisation mathématique appliquée aux échanges hydrochimiques et hydrothermiques. Thèse, Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires - Institut de Mécanique des Fluides - Université Louis Pasteur, Strasbourg, 239 p.
- VALLENTYNE J.R. (1980). The algal bowl. Lakes and man. Government of Canada, fisheries and oceans. 162 p. + annexes.