

AGENCE FINANCIERE DE BASSIN R-HIN- MEUSE
AGENCE FINANCIERE DE BASSIN SEINE NORMAND E
LABORATOIRE CENTRAL DES PONTS ET CHAUSSEE;



**PROTECTION DE LA NAPPE DU DOGGER
CONTRE LES RISQUES DE POLLUTION
EN PROVENANCE DE L'AUTOROUTE B 31
ETUDES D'IMPACT DES AUTOROUTES
SUR LA QUALITE
DES EAUX SOUTERRAINES**

ANNEXE II

**PROPAGATION DES POLLUTIONS
EN ZONE NON SATURÉE
VERS LES EAUX SOUTERRAINES**

COYNE & BELLIER
BUREAU D'INGENIEURS CONSEILS
5,rue d'Héliopolis 75017 PARIS

JANVIER 1977

S O M M A I R E

	<u>Pages</u>
I - <u>POLLUTION SAISONNIERE PAR LE SEL</u>	1
1.1. <u>Exemples de pollutions des eaux souterraines dues au salage des routes.</u>	1
1.2. <u>Mode de transmission de la pollution aux eaux souterraines</u>	1
1.2.1. Milieu non saturé	1
1.2.1.1. Données générales sur le transfert du sel	1
1.2.1.2. Comportement des ions Cl^-	2
1.2.1.3. Comportement des ions sodium Na^+	4
1.2.2. Milieu saturé	5
1.3. <u>Conclusions</u>	5
II - <u>POLLUTION CHRONIQUE PAR LE PLOMB</u>	7
11.1. <u>Résumés des principales communications étudiées</u>	7
11.1.1. Contamination par le plomb de la neige à Ottawa	7
11.1.2. Etude du comportement des métaux lourds après épandage de boues de stations de traitement sur différents types de sol au Danemark	7
11.1.3. Teneurs en plomb du sol mesurées le long de l'autoroute A 1, en France	9
11.2. <u>Conclusions</u>	10
III - <u>POLLUTION ACCIDENTELLE PAR UN DEVERSEMENT D'HYDROCARBURES</u>	11
111.1, Données sur la formation de la zone polluée	11
111.2. Dissolution des produits Nitroliés dans les eaux souterraines	15

III.3. <u>Biodégradation des hydrocarbures dans le sol</u>	15
III.4. <u>Conclusion</u>	15
IV - <u>POLLUTION CHRONIQUE PAR DES HYDROCARBURES NON CONSOMÉS ET LES GRAISSIS EN PROVENANCE D'UNE AUTOROUTE</u>	16

<u>LISTE BIBLIOGRAPHIQUE</u>	17
------------------------------	----

<u>Figure 1</u> : Teneurs en chlorure dans les sols et les eaux souterraines du site de Chemsford (Massachusetts)	3
<u>Figure 2</u> : Evolution de Na échangeable dans le profil du sol en fonction du temps (PK 207 Autoroute A 1)	4
<u>Figure 3</u> : Ratio du plomb dans l'eau et dans le sol en fonction de pH	9
<u>Figure 4</u> : Allure du corps d'imprégnation par des hydrocarbures	11
<u>TABLEAU 1</u> : Distribution du plomb dans la neige et dans l'eau de fonte à Ottawa	6
<u>TABLEAU 2</u> : Pourcentage d'argile et d'humus, et teneur en plomb des sols testés	8
<u>TABLEAU 3</u> : Valeurs moyennes de R, K, k , et F pour différents types de sols.	13

NOTA : Les numéros entre parenthèses dans le texte renvoient à la bibliographie in fine.

1 - POLLUTION SAISONNIERE PAR LE SEL

1.1. Exemples de pollutions des eaux souterraines dues au salage des routes

Les augmentations constatées des teneurs en chlorure des eaux souterraines consécutives au salage des routes ne sont élevées que très près des autoroutes.

Une étude effectuée sur l'Autoroute A6 dans sa traversée des calcaires du Dogger en Côte-d'Or (2), a montré que :

- les eaux de certaines sources situées à faible distance de l'Autoroute (1 à 2 km) montrent des teneurs en chlorure qui peuvent atteindre 60 mg/l, alors que la teneur moyenne des eaux du Dogger est de l'ordre de 10 mg/l. Ces augmentations de teneur suivent de très près la période de salage et sont passagères, la teneur moyenne redescendant ensuite aux environs de 20 mg/l.

- les sources plus éloignées de l'autoroute (de 2 à 8 km) voient leur teneur passer à 20 ou 30 mg/l, puis se stabiliser vers ces valeurs.

- la source la plus contaminée est située à moins d'un km d'un important dépôt de sel. La teneur en chlorure de l'eau a atteint 130 mg/l en décembre 1972, 106 mg/l en août 1971 et 82 mg/l en mars 1973.

Les cas apparemment les plus graves de contaminations des eaux souterraines dont nous avons pu avoir connaissance sont situés dans le New-Hampshire (U.S.A.), où l'on estime que l'Etat aura à remplacer quelques 200 puits situés à proximité des routes, et dans le Michigan où l'eau d'un puits situé à une centaine de mètres d'un dépôt de sel a atteint des teneurs en chlorure de 4.400 mg/l (18).

1.2. Mode de transmission de la pollution aux eaux souterraines

1.2.1. Milieu non saturé

1.2.1.1. Données générales sur le transfert du sel

Au cours de l'infiltration d'eau salée à travers un sol non saturé, il se produit une diffusion du sel dans l'eau immobile liée par attraction capillaire aux particules du terrain. Il s'ensuit un retard de l'avance du sel par rapport au front humide (6) (7). Ainsi, lors d'un essai sur des sables de l'Isère, le front d'humidité a atteint la profondeur de 0,80 m au bout d'une demi-heure environ, alors que le front de salinité ne l'a atteint qu'au bout de 20 heures (7).

L'eau de fonte de neige s'infiltré dans le **sol** et la vitesse d'infiltration est fonction de la perméabilité verticale du **sol**, à l'état de saturation auquel il se trouve.

Lors des pluies suivant l'infiltration de la saumure, le sel contenu dans l'eau fixée par le sol est remobilisé et migre vers la nappe, la teneur en sel du sol diminue donc au profit de la nappe.

Le comportement des ions chlorure est légèrement différent de celui des ions sodium, qui peuvent subir des phénomènes d'échange de base avec le terrain.

1.2.1.2. ~~Comportement des ions Cl⁻~~

Au bout d'un temps donné à partir du début de l'infiltration, la teneur en ions Cl⁻ de l'eau contenue dans les pores du terrain dépend fortement de la texture et du type de sol ; ainsi lors d'une expérience menée par le BRGM près d'Orléans (11), après l'injection de 1050 g de KCl dilué dans 50 litres d'eau (soit une teneur de 9,35 g/l de Cl⁻) épanchés sur 4 m² et entraînés par la pluie, les teneurs en ion Cl⁻ à différentes profondeurs étaient les suivantes :

Profondeur	Type de terrain	Concentration en Cl ⁻ (g/l) de l'eau contenue dans le sol au bout de :			
		2 j	16 j	56 j	104 j
20 cm	Terre végétale	1,73	0,74	0,08	0,16
60 cm	Sable très grossier	0,08	0,19	0,55	0,43
100 cm	Sable moyen	0,84	1,57	1,34	1,10

Trois ans après l'expérience, les teneurs en ions Cl⁻ extraites la fraction fine des échantillons de terrain étaient les suivantes :

Profondeur	Type de terrain	Concentration Cl ⁻ en mg/kg
0 - 10 cm	Terre végétale	40
10 - 30 cm	"	27,5
30 - 130 cm	Sables et graviers	≤ 27,5
130 - 140 cm	Sable argileux	387,5

La quantité d'ions Cl^- que le sol est capable de **retenir**, pour un sol donné et dans des conditions climatiques données, paraît relativement constante, et notamment ne semble pas varier avec les quantités de sel épandues sur l'autoroute. Tout se passe donc comme si chaque type de sol avait un pouvoir de fixation limite pour les chlorures. Les eaux souterraines par contre, lorsqu'elles sont proches de la surface, peuvent voir leurs teneurs en chlorure augmenter ou diminuer rapidement suivant la quantité de sel épandue pendant l'hiver, comme l'ont montré des mesures effectuées sur un site en bordure d'une autoroute implantée **sur** des sables et silts dans le Massachussets (voir **fig. 1** ci-dessous) (13). Les putts de mesure étaient situés à une dizaine de mètres de la chaussée.

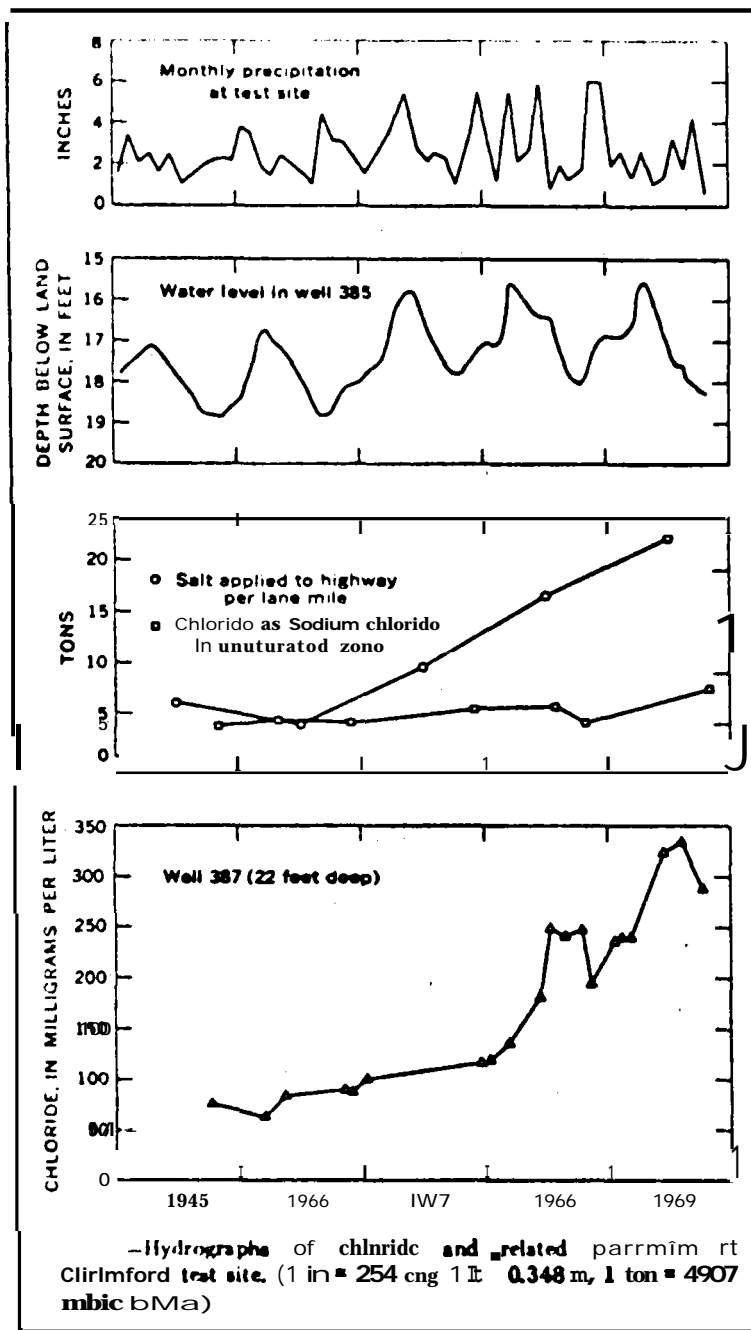
Une expérience menée en Belgique (15) a montré que la capacité de rétention des ions Cl^- par des limons était de l'ordre de 80 mg/kg.

Les bilans de chlorure effectués soit lors d'expériences d'extension réduite sur le terrain, soit sur l'ensemble d'un bassin versant ont montré que de toute façon les ions Cl^- contenus dans l'eau infiltrée se retrouvent **I** plus ou moins **brève** échéance **dans** l'eau des exutoires de la nappe (9) (11).

Fig. 1

TENEURS EN CHLORURE
DANS LES SOLS ET LES
EAUX SOUTERRAINES DU
SITE DE CHEMSFORD
(MASSACHUSETTS)

D'après TOLER et POLLOCK
Journal of Research of
the U.S. Geological Survey
Jan. Feb. 1974 p. 113.



1.2.1.3. Comportement des ions sodium (Na^+)

Le comportement des ions Na^+ peut être rendu différent de celui des ions Ca^{2+} par des phénomènes d'échange de base avec des ions Ca^{2+} présents dans le terrain.

L'évolution du sodium échangeable dans un profil de sol limoneux a été suivie au cours de deux années en bordure de l'Autoroute A1 (4) (voir figure 2 ci-dessous).

On observe une période d'accumulation durant la campagne de salage. Les ions sont ensuite entraînés par les eaux de pluie.

Les phénomènes d'échange de base introduisent un retard plus ou moins important dans la propagation du sodium suivant la nature des constituants du sol (1), mais à plus ou moins long terme la presque totalité des ions infiltrés doivent atteindre la nappe. En effet, lors des pluies qui se produi-

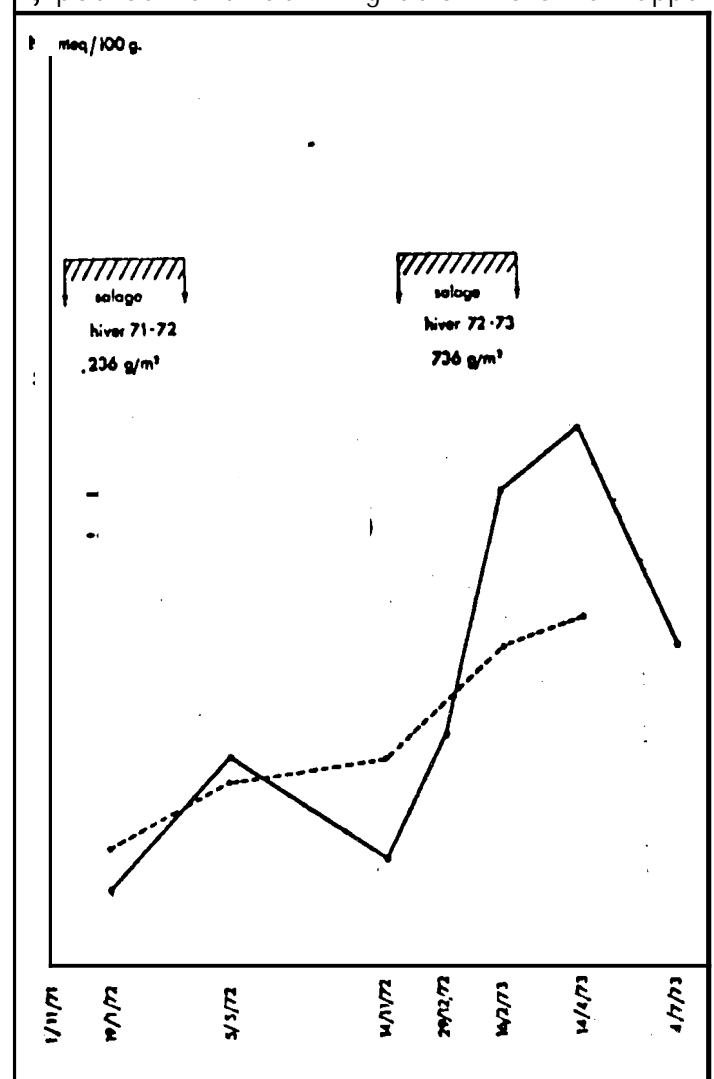
les ions sodium, réunis en solution, poursuivent leur migration vers la nappe (cf. figure 2).

Fig. 2

EVOLUTION DU Na ECHANGEABLE
DANS LE PROFIL DU SOL EN

PK 207 (AUTOROUTE A 1)

D'après DRUELLE JP et
VILAIN M. Comptes-rendus
de l'Académie d'Agriculture
de France n° 18 (1973) p. 1500.



(1) - Ainsi la capacité d'échange de base de trois types d'argile sont les suivantes (14) : kaolinite = 3 d 15 meq/100 g, illite = 10 d 40 meq/100 g, montmorillonite = 80 à 150 meq/100 g.

1.2.2. Milieu saturé

Le temps de propagation du sel du lieu d'infiltration vers les exutoires peut être plus ou moins long suivant le contexte hydrogéologique régional. Ainsi, en Côte d'Or, d'après les mesures déjà citées dans le premier paragraphe, les eaux des sources situées près de l'autoroute présentent des pics de teneurs en chlorure au mois de décembre, alors que celles situées **plus** loin peuvent présenter des teneurs plus élevées que la moyenne en août.

Dans le Vermont (9), les exutoires d'une nappe contenue dans des calcaires sous des limons, présentent des teneurs en chlorure élevées en août (60 mg/l) et plus basses en hiver.

Des phénomènes d'échange de base peuvent aussi avoir lieu à l'intérieur des nappes. Dans la même nappe du Vermont, les analyses d'eau ont montré une augmentation des teneurs en calcium consécutives à l'épandage de chlorure de sodium.

	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)
Moyenne loin de l'autoroute	32	2,4	3,1
Moyenne près de l'autoroute	51	10	25

1.3. Conclusions

Le devenir de la pollution apportée aux eaux souterraines par le salage des autoroutes est un phénomène encore plus complexe que le cycle de l'alimentation en eau des nappes. Or, rares sont les cas où l'on connaît suffisamment bien le mécanisme du déplacement horizontal de l'eau souterraine, et surtout du transfert de l'eau infiltrée jusqu'à la nappe. Les phénomènes de stockage et de déstockage du sel sont encore plus difficiles à appréhender.

Il paraît donc difficile, pour beaucoup de nappes, de prédire avec une certitude suffisante quand le sel arrivera à tel ou tel exutoire, et à quelle concentration en fonction de la dilution.

Si une route salée en hiver existe déjà sur un bassin versant que doit traverser une autoroute, des analyses de l'eau à l'exutoire peuvent permettre d'approcher le temps de transfert du sel.

Dans le cas d'une nappe en milieu fissuré, non uniformément protégée par une ou plusieurs couches écran, on peut obtenir un ordre de grandeur des concentrations en supposant que tout le sel épandu pendant l'hiver se retrouve à l'exutoire pendant les trois mois de janvier, février et mars suivants, correspondant à la période de fonte des neiges (méthode appliquée par exemple à la nappe du Dogger traversée par l'Autoroute 8.31).

Dans le cas d'une nappe à perméabilité d'interstices (sables, nappe alluviale...) ou en milieu fissuré uniformément protégée par une couche de sol non saturé, on peut estimer que la quantité de sel épandu se répartira uniformément sur le débit moyen annuel de l'exutoire.

TABLEAU 1

DISTRIBUTION DU PLOMB DANS LA NEIGE ET DANS L'EAU DE FONTE A OTTAWA

Points de prélèvement	Nombre d'échantillons	Teneurs moyennes (ppm $\left\{ \begin{array}{l} \text{mg/l} \\ \text{ou} \\ \text{mg/kg} \end{array} \right.$)			Valeurs minimales et maximales des teneurs globales des échantillons: (ppm)
		des filtrats	des particules	globales de échantillons (eau et particules)	
Décharges de neige	149	0,052	555	4 _{D13}	0,02 - 50
Autoroute	3	0,060	3.287	102	86 - 113
Rue commerciale	41	0,042	822	3,7	0,02 - 11,3
Rue industrielle	6	0,048	935	4,7	0,06 - 14,3
Rue résidentielle	9	0,014	1.228	2,0	0,12 - 10,2
Neige recueillie sur les toits	5	0,041	-	0,12	0,02 - 0,25
Eau à la sortie d'une décharge de neige	39	0,009	1.322	0,11	0,004 - 0,51
Eau à la sortie d'un égoût pluvial	50	0,007	1.791	0,13	0,002 - 1,19
Effluent brut	5	0,026	479	0,09	0,05 - 0,16
Effluent traité	13	0,027	4413	0,06	0,003 - 0,14
Eau de rivière	8	0,006	69	0,03	0,004 - 0,046

II - POLLUTION CHRONIQUE PAR LE PLOMB

A notre connaissance, **il** n'a jamais été signalé de cas de contamination des eaux souterraines par le plomb en bordure d'une autoroute.

11.1. Résumés des principales communications étudiées

11.1.1. Contamination par le plomb de la neige à Ottawa (10)

Des échantillons de neige furent prélevés sur des sites différents tels que des bordures d'autoroute, des rues commerçantes. Chacun des échantillons était filtré sur papier, et le plomb fut analysé dans le filtrat et dans **les** poussières recueillies **(1)**. Les résultats des analyses sont reportés dans le tableau 1 ci-avant.

Il est intéressant de remarquer que les teneurs des filtrats sont remarquablement basses par rapport à celles des poussières recueillies. La plus haute valeur du filtrat est de 0.21 ppm, alors que celle des poussières est de 4.330 ppm. Sur la quantité totale de plomb présent dans la neige, moins de 1 % est présent dans l'eau, plus de 99 % demeure ~~à~~ sorbé sur les poussières.

Ce résultat fut confirmé par des mesures effectuées sur des échantillons de 1,6 g de sédiments recueillis dans un dépôt de neige, mis en présence de 100 ml d'une solution à 10 ppm de plomb. La teneur en plomb de la solution n'était plus que de 1 ppm au bout d'une heure, et le plomb ne put être détecté dans la solution qu'au bout de 18 heures. L'expérience fut recommencée avec des particules de sable, de l'argile, de la poussière calcaire et de la poussière de verre ; les résultats furent semblables à ceux obtenus avec les sédiments de décharge.

11.1.2. Etude sur le comportement des métaux lourds après épandages de boues de stations de traitement sur différents types de sol au Danemark (8).

Des échantillons de 100 g de différents sols furent mélangés avec 20 g de boue provenant d'une station de traitement. Les pourcentages d'argile et d'humus des échantillons de sol, leur teneur en plomb ainsi que celle de la boue sont reportées dans le tableau n° 2 ci-après.

La teneur en plomb de la boue étant très importante par rapport à celle des sols, on peut admettre que la teneur moyenne des mélanges était de l'ordre de 800 mg/kg.

(1) - La nature exacte de ces sédiments n'est pas connue, mais il semble bien qu'ils contenaient entre autre de fines particules de caoutchouc provenant de pneus, du ciment, de l'asphalte et probablement des particules de calcaire, roche principale de la région.

TABLEAU 2

POURCENTAGE D'ARGILE ET D'HUMUS, ET TENEUR EN PLOMB DES SOLS TESTES

Echantillon	% Argile	X humus	Capacité d'échange d'ions (meq/100 g)	Teneur en plomb (mg/kg)
47 A	33,2	3,6	27,5	29
46 A	34,4	3,9	28,0	25
12 A	22,8	11,8	24,5	21
49 A	11,5	3,3	13,5	14
52 A	2,4	2,1	5,1	8
13 A	17,8	14,3	33	22
1 A	9*3	3,1	12,3	11
3 A	11,3	2,3	11,7	11
22 A	6,7	1,7	7,2	11
23 A	7,2	2,3	9,1	12
Boue	-	-	-	4.700

Ces mélanges furent immergés dans de l'eau de pluie (1), le pH fut ajusté à 5.7 et 9 et les solutions furent agitées pendant 24 heures. Au bout de ces 24 heures, les solutions furent filtrées et les teneurs en plomb des sédiments et des filtrats furent déterminées. Le rapport entre la concentration en plomb dans la solution (en mg/l) et dans le sol (en mg/kg) est reporté en fonction du pH (voir figure 3 ci-dessous on voit que ce rapport a toujours été inférieur à 0.6- X.

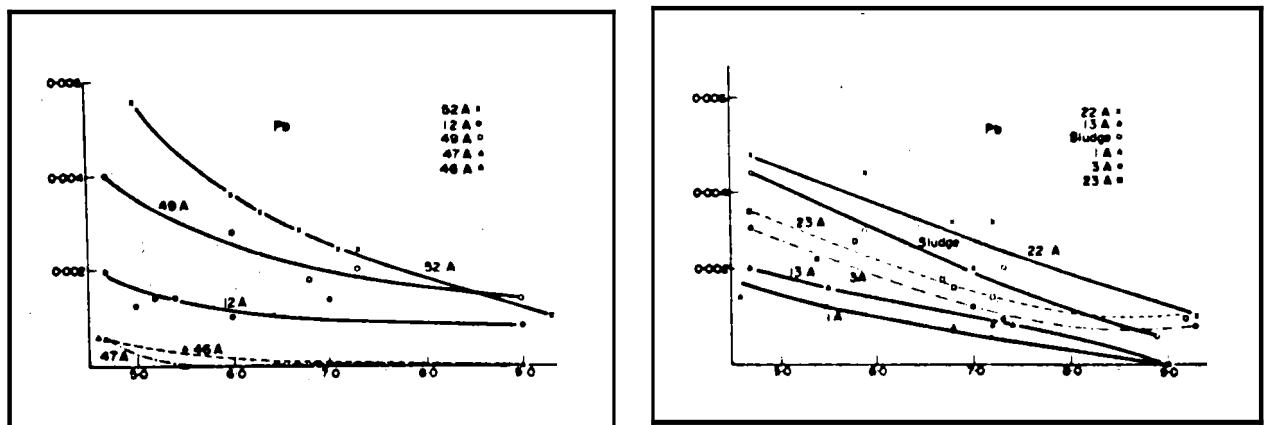


Fig. 3 : RATIO DU PLOMB DANS L'EAU ET DANS LE SOL EN
FONCTION DU pH

D'après JORGENSEN S.V. Water Research - Vol. fi - n° 8
Février 1975 - p. 165 et 166.

11.1.3. Teneurs en plomb du sol mesurées le long de l'autoroute A 1, en France. (4)

Le plomb fut dosé dans des sols limoneux contenant une plus ou moins grande proportion de sable, prélevée en bordure de l'autoroute A 1. Cette autoroute est en service depuis plus de dix ans. Les analyses révèlent des concentrations en plomb très fortes au niveau du sol : 500 à 1.800 mg/kg pour la couche 0-10 cm.

Au dessous de cette couche, les teneurs tombent en dessous de 500 mg/kg et jusqu'à 100 mg/kg.

(1) " dont le volume n'est pas mentionné dans l'article.

II.2. Conclusions

Le plomb contenu dans les gaz d'échappement des véhicules est très fortement adsorbé par les poussières en provenance de la chaussée et dans le sol. On peut admettre qu'au maximum 1 X de ce plomb est susceptible d'être entraîné par l'eau qui s'infiltré vers la nappe.

Dans le cas d'une nappe en milieu à perméabilité d'interstices, ou d'une nappe en milieu fissuré, mais protégée par une couche écran, on pourrait par exemple obtenir une estimation maxima de la teneur en plomb de l'eau des exutoires en calculant les poids de plomb produit chaque année par les tronçons d'autoroute traversant les différents bassins versants et en rapportant le centième de ce poids aux débits moyens annuels. Les estimations ainsi obtenues seront certainement des maxima.

Dans le cas d'une nappe en milieu fissuré non protégée par une couche écran, on pourrait calculer le volume de plomb entraîné par une forte averse après une longue période sèche sur un bassin donné, estimer le temps mis par l'eau infiltrée lors d'une telle averse pour atteindre tel ou tel exutoire (1), et rapporter le centième de la quantité de plomb emportée au volume d'eau écoulé pendant le temps de transfert, le débit **pris** en compte étant le débit d'étiage de l'exutoire.

(1) - *par exemple à partir d'expérience du traçage,*

III - POLLUTION ACCIDENTELLE PAR UN DEVERSEMENT D'HYDROCARBURES.

111.1. Données sur la formation de la zone polluée

En fonction du volume d'hydrocarbure déversé, de sa nature, du contexte géologique et hydrogéologique du site de l'accident, l'huile en tant que phase liquide peut rester piégée au dessus de la nappe ou l'atteindre (17) (voir figure 4 ci-dessous).

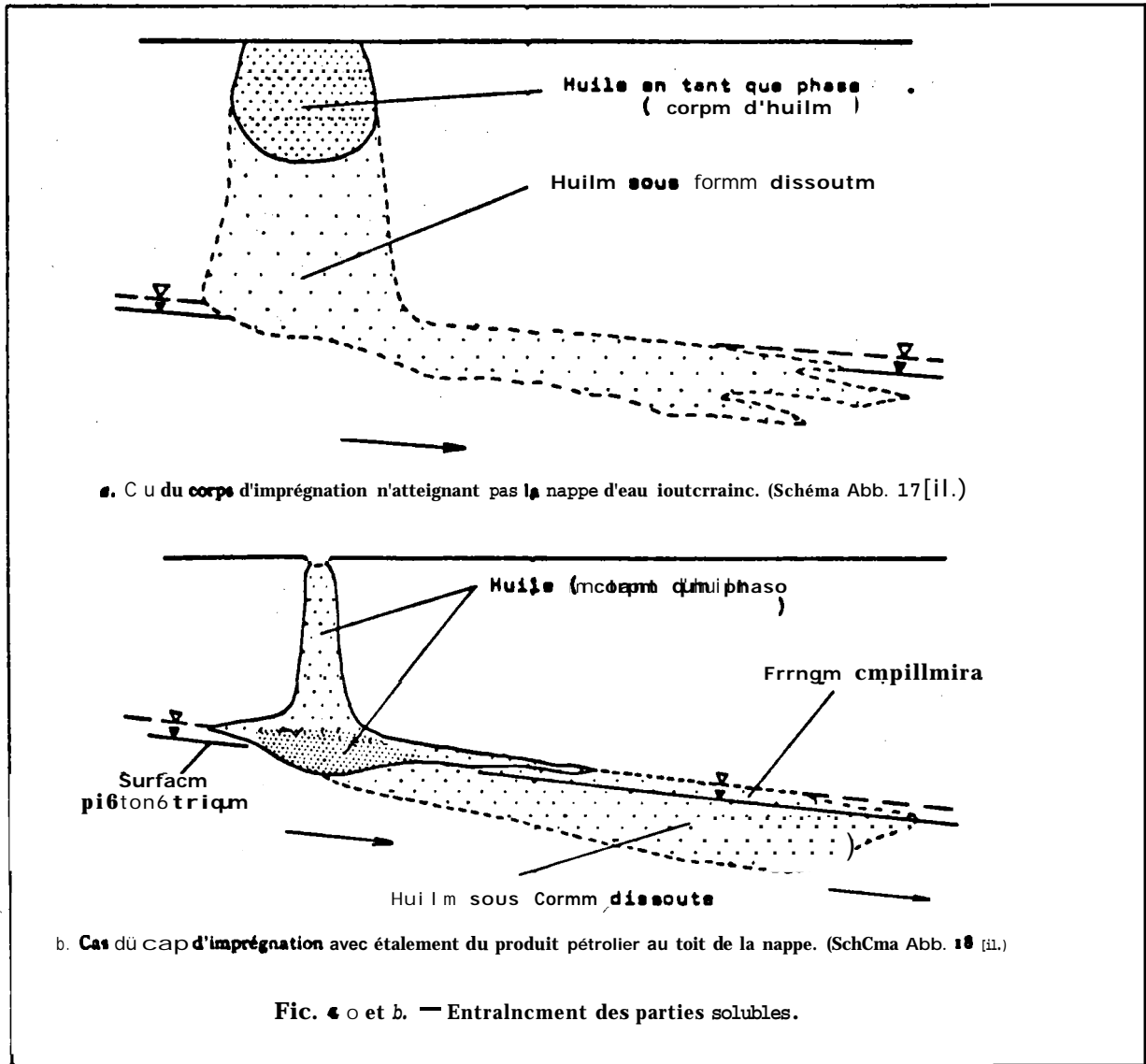


Fig. 4 : ALLURE DU CORPS D'IMPREGNATION PAR DES HYDROCARBURES

D'après ARBEITKREIS „- WASSER UND MINERAL OL" -
BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEITSWESEN, Bad
Godesberg Nov. 1969.

Extrait de la revue de l'Institut Français du Pétrole -
Mars - Avril 1973 (ZILLIOX, MJNTZER et MENANTEAU).

La profondeur maximale de pénétration peut-être **estide** à l'aide de la formule suivante (5) (19) :

$$D = K \times \frac{V}{A} , \text{ avec } K = \frac{1.000}{R \times k}$$

dans laquelle :

- D = Profondeur de pénétration maximum (m)
- V = Volume des hydrocarbures infiltrés (m³)
- A = Superficie de la zone d'infiltration (m²)
- R = Capacité de rétention du sol (1/m³)
- & = Facteur de correction approximatif pour diverses viscosités d'hydrocarbures
 - & = 0.5 pour les produits pétroliers à faible viscosité, par exemple les carburants
 - k = 1,0 pour le pétrole lampant, le gas-oil et les produits de viscosité similaire
 - k = 2 pour les hydrocarbures plus visqueux tels qu'un fuel-oil léger.

Des valeurs types de **R**, **k**, **K** sont indiquées dans le tableau 3.

Selon cette formule, 10 m³ d'essence infiltrés sur 200 m² (soit une lame infiltrée de 5 cm) atteindront une profondeur maximale de 12,50 m dans des graviers et sables grossiers et 2,50 m dans des silts.

Le décapage de 2,50 m de silts imprégnés peut être facilement réalisé, celui de 12,50 m de graviers et sables grossiers risque d'être plus problématique ; d'autant plus que l'essence s'infiltrant lentement dans les **silts**, l'équipe de nettoyage aura le temps d'arriver avant que tout le carburant ne se soit infiltré, tandis que dans des graviers ou sables **il** risque d'être **trop** tard, surtout si l'essence a déjà atteint la nappe.

Dans le cas de roches fissurées, **il** paraît bien difficile de **pré-**draune avancée maximum du front de pollution.

TABLEAU 3

VALEURS MOYENNES DE R, K, k ET F, POUR DIFFERENTS TYPES DE SOLS

SOL	R l/m ³	$K = \frac{1\ 000}{R \times k}$			F (mm)
		Essence (k = 0.5)	Kérosène Gas-oil (k = 1.0)	Fuel léger (k = 2)	
Caiilloux-Graviers grossiers	5	400	200	100	5
Graviers-Sables grossiers	8	250	125	60	8
Sables moyens et grossiers	15	130	65	30	12
Sables fins à moyens	25	80	40	20	20
Sables fins, sllts	40	50	25	10	40

Si les hydrocarbures atteignent la nappe phréatique, le volume de produit retenu dans le sol au sein de la zone imprégnée est égal à :

$$V_c = \frac{A \times d}{K}$$

et l'extension maximum de la "galette" au toit de la nappe phréatique peut être estimée à :

$$S = \frac{1\,000 (V - V_c)}{F}$$

Dans les équations ci-dessus :

D = Profondeur de pénétration des hydrocarbures, (m)

V = Volume des hydrocarbures infiltrés, (m³)

V_c = Volume des hydrocarbures retenus dans le sol, (m³)

A = Surface d'infiltration, m²

d = Profondeur de la nappe phréatique, (m)

S = Surface maximum de la "galette" au toit de la nappe, (m²)

F = Epaisseur de la phase huileuse de la "galette", (mm)

K = Constante, qui dépend de la capacité de rétention R du sol (1/m³) et d'un facteur de correction k lié à la viscosité des produits.

Des valeurs moyennes de R, K et k sont indiquées dans le tableau n° 3.

A titre indicatif, on peut évaluer les conséquences du renversement d'un camion de 50 m³ transportant du gas-oil. Si la nappe phréatique est très proche de la surface et si la totalité du produit s'infiltré dans le sol fait de gros graviers, la surface maximum d'étalement au toit de la nappe est de 10.000 m² soit un cercle de 100m de diamètre environ (Extrait de 16).

111.2. Dissolution des produits pétroliers dans les eaux souterraines

Que l'huile en phase demeure piégée au dessus du niveau de la nappe, ou qu'elle forme un corps flottant sur la nappe, de l'huile **sous** forme dissoute pourra de toute façon être entraînée par l'écoulement de la nappe.

A 20° C l'eau peut dissoudre de 50 à 500 mg/l d'essence, de 10 à 50 mg/l de fuel (17).

Des expériences ayant pour but de quantifier des coefficients (1) d'échange entre eau et hydrocarbures ont été menées à l'Université de Strasbourg (17) sur **du sable** grossier dont la porosité était de 43 % et la perméabilité de **2,3.10⁻² m/s** ; l'hydrocarbure testé était du fuel. La valeur du coefficient d'échange obtenu lors de la première semaine était de **2,4 mg/m²/h** pour une vitesse réelle de circulation de l'eau de **0,135 m/h**.

Il suffit donc, dans de telles conditions, qu'un **m³** d'eau soit en contact sur 150 m avec une nappe de fuel lors de son trajet souterrain pour qu'il atteigne une teneur en hydrocarbure dissout de **2.400 mg/m³** ou **2,4 mg/l**, **très** nettement décelable à l'odeur.

111.3. Biodégradation des hydrocarbures dans le sol

Des expérimentations menées sur différents échantillons de produits pétroliers ont montré que les hydrocarbures aliphatiques contenant plus de 6 unités carbonées (nonane, pentadécane etc. .) sont biodégradables. Les hydrocarbures aromatiques (benzène, toluène, etc. .) sont, soit toxiques pour la microflore, soit non biodégradables (16) (5).

La biodégradation augmente **si** l'on ajoute des substances nutritives au **sol** (carbone, azote).

111.4. Conclusion

L'estimation de la teneur en hydrocarbures dissout d'un point d'eau pollué par un déversement accidentel d'hydrocarbure sur son bassin versant peut se faire en estimant la quantité d'hydrocarbures entraînée dans le temps, à partir des caractéristiques géométriques de la zone polluée et du coefficient d'échange correspondant au type d'hydrocarbure déversé et au **sol** pollué. On connaît malheureusement peu de valeurs déterminées de ce coefficient.

(13) Le coefficient d'échange se définit à partir de la formule : $E = \frac{M}{F \cdot S \cdot t}$

où **M** est la masse de produit dissout (mg)

S est la surface **B** contact eau-huile (m²)

t est le temps de contact ou de échange (s ou h)

E s'exprime un mg/m²/s ou mg/m²/h.

La première mesure de protection que l'on peut prendre après un déversement, consiste à pomper les hydrocarbures non encore infiltrés et à enlever si possible la tranche de sol pollué.

Si le corps huileux a atteint la nappe, on peut tenter de retirer, ou tout du moins de fixer la pollution en pompant la nappe dans des forages exécutés dans ce but au droit du déversement,

IV - POLLUTION CHRONIQUE PAR LES HYDROCARBURES NON CONSOMÉS ET LES GRAISSES D'UNE AUTOROUTE (1)

On peut considérer que ces hydrocarbures sont pour moitié des composés aliphatiques, et pour moitié aromatiques.

Les composés aliphatiques sont détruits par biodégradation (voir chapitre 11.3.).

Les composés aromatiques ne le sont pas, mais doivent probablement être fixés en proportion assez importante par les sols et les poussières en provenance de l'autoroute.

Pour calculer les concentrations en hydrocarbures aromatiques aux exutoires d'une nappe, on peut, comme pour le plomb (chapitre II.4) :

- calculer des teneurs moyennes annuelles dans le cas d'une nappe à perméabilité d'interstice ;

- attribuer l'apport de pollution consécutif à une grosse pluie suivant une période sèche aux débits d'étiage dans le cas d'une nappe à perméabilité de fissure.

-

*

t

*

(1) - Nous n'avons trouvé aucun document traitant de ce problème.

LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

- (1) - BASTIEN F, MUNTZER P, ZILLIOX L, Transfert en milieu poreux d'hydrocarbures dans l'eau en mouvement lent, La Tribune du Cebedau - Volume 28 n° 374 - Janvier 1975.
- (2) - CLAIR A. Pollution de la nappe aquifère profonde par les chlorures à la suite de la mise en service de l'Autoroute A.6 dans l'arrière-côte de la Cde d'Or. Annales Agronomiques - 1974 - 25 (2 - 3). p. 483 - 497.
- (3) - COLLIN J.J. La pollution de la nappe alluviale du Doubs par les chlorures dans le secteur de Gevry-Mola. Bulletin du B.R.G.M. n° 4 - 1967 - p. 23 8 3
- (4) - DRUELLE J.P. ET VILAIN M. Etude des causes de dépérissement de la végétation I proximité immédiate des autoroutes. Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture de France n° 18 (1973) p. 1495 I 1504.
- (5) - GATELLIER C, GUDIN C, ROGIER PH. Conséquences d'un déversement d'hydrocarbures dans le sol et technique applicable à une réhabilitation. Société Hydrotechnique de France XIIIème journées de l'Hydraulique (Paris 1974) Question VI, Rapport 2.
- (6) - GAUDET J.P, JEGAT H, ET VACHAUD G. Etude expérimentale de la propagation de polluants physiques à travers la zone non saturée. Congrès de l'Association des Hydrogéologues. MONTPELLIER - 1974 - Tome X p. 70 à 75.
- (7) - GAUDET JP, JEGAT H, VACHAUD G. Etude de la dynamique de la dispersion dans la zone non saturée. "Colloque C.N.R.S/A.T.P. HYDROLOGIE". Dispersion des fluides miscibles en milieu poreux. Grenoble - Avril 1975.
- (8) - JORGENSEN S.E. Do heavy metals prevent the agricultural use of municipal sludge ? Water Research. Vol 9 - n° 2 - Février 1975 p. 163 8 170.
- (9) - KUNKLE S.H. Effects of road salt on a Vermont Stream. J.A.W.W.A. (Journal of the American Water Works Association). Vol, 64, N° 5 May 1972 - p.290-294
- (10) - LA BARRE N, MILNE J.B. ET OLIVER B.G. Lead contamination of snow. Water Research vol 7 - Août 1973 p. 1215 à 1218.
- (11) - LALLEMAND - BARRES A. Contribution à l'étude de la propagation des polluants dans la zone non saturée. Rapport B.R.G.M. 73 SGN 396 AME - Novembre 1973.

- (12) - **SERRUYA** C, Le Complexe eau-argille - **Comité** Interafritcatn d'Etudes Hydrauliques - Novembre 1964,
- (13) - **TOLER** L.G., **POLLOCK** S,J, Retention of chloride in the unsaturated zone, Journal of Research of the U,S, Geological Survey Vol 2, n° 1, Janvier-Février 1974 p. 119 - 123,
- (14) - **VAN DAM** J. La migration des hydrocarbures dans une nappe aquifère. L'eau - 1969 n° 12 p. 581 à 585,
- (15) - **VAN DE VOORDE** H., **NIJS** M, **VAN DIJCK** P.J. Effects of road salt in winter. Environ. Pollut. (5) (1973) p. 213 - 218.
- (16) - **VOETS** J.P, **VANLOOKE** R. ET **VERSTRAETE** W. Measurements of the biodegradation of hydrocarbons in soil samples by combined measurement of the O2 consumption and the CO2 evolution. Congrès de l'Association des Hydrogeologues - MONTPELLIER - 1974 - Tome X - p. 159 à 166.
- (17) - **ZILLIOX** L., **MUNTZER** P. ET **MENANTEAU** J.P. Problème de l'échange entre un produit pétrolier immobile et l'eau en mouvement dans un milieu poreux. Revue de l'Institut Français du Pétrole - Mars - Avril 1973 - Vol. XXVIII, n° 2 p. 185 à 199.
- (18) - **ANONYME**. Water pollution and associated effects from Street salting. National environmental research center U.S. Environmental Protection Agency - Cincinnati - OHIO - May 1973.
- (19) - **ANONYME**. Manuel de nettoyage du sol et des eaux continentales contaminées par des hydrocarbures. Stichting CONCAWE - Janvier 1975.