

<b>Zeitschrift:</b>	Vermessung, Photogrammetrie, Kulturtechnik : VPK = Mensuration, photogrammétrie, génie rural
<b>Herausgeber:</b>	Schweizerischer Verein für Vermessung und Kulturtechnik (SVVK) = Société suisse des mensurations et améliorations foncières (SSMAF)
<b>Band:</b>	81 (1983)
<b>Heft:</b>	2
<b>Artikel:</b>	Etude expérimentale de la propagation de produits solubles dans le sol
<b>Autor:</b>	Mermoud, A.
<b>DOI:</b>	<a href="https://doi.org/10.5169/seals-231620">https://doi.org/10.5169/seals-231620</a>

### Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 11.01.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## Anmerkungen

- (1) Nach: Eidg. Justiz- und Polizeidepartement/Bundesamt für Raumplanung: Erläuterungen zum Bundesgesetz über die Raumplanung. Grundlagen für die Raumplanung, Bern 1981, S. 35–37.
- (2) Werthemann, A., Imboden, A.: Die Alp- und Weidewirtschaft in der Schweiz. Zusammenfassung der Alpkatastererhebungen. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern 1982, 223 S.
- (3) Bundesamt für Statistik/Bundesamt für Raumplanung: Informationsraster Benutzerhandbuch. Arbeitsdokumente für die schweizerische Statistik, H. 3, Bern 1979 (mit laufenden Nachführungen).
- (4) Vgl. dazu auch Meyer, B.: Arealstatistik – Rückblick und Ausblick. Vermessung, Photogrammetrie, Kultertechnik 10/82, S. 310–317.
- (5) Eidg. Justiz- und Polizeidepartement/Vermessungsdirektion: Reform amtliche Vermessung (RAV), Grobkonzept. Bern 1981, S. 3.
- (6) Zur landwirtschaftlichen Nutzfläche werden gezählt: landwirtschaftlich und gartenbaulich genutztes Kulturland ohne Wald, Alpweiden (Sömmerrungsweiden) und Fischteiche.
- (7) Häberli, R., Stalder, K.: Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Schweiz, 1939–1975, aufgrund der eidg. Betriebszählung. Raumplanung Schweiz 2/79, S. 3–27.
- (8) Bundesamt für Statistik: Strukturzahlen der Landwirtschaftsbetriebe. Ausgewählte Ergebnisse der Eidg. Landwirtschafts- und Gartenbauzählung vom 30. Juni 1980. Die Volkswirtschaft 4/81, S. 203–212, sowie Bundesamt für Statistik: Eidg. Landwirtschafts- und Gartenbauzählung 1980. Hauptergebnisse nach Gemeinden, Bd. 1, Statistische Quellenwerte der Schweiz, H. 670, Bern 1981, S. 7–21.
- (9) Vgl. dazu Vermessung, Photogrammetrie, Kultertechnik 10/82.
- (10) Enzen, P., Häberli, R., Züst, W.: Verlust an landwirtschaftlicher Kulturläche in den Jahren 1942–1967. Grundlagenstudie des Delegierten für Raumplanung (unveröffentlicht), Bern 1975, 30 S.
- (11) Trachsler, H., Kölbl, O., Meyer, B., Mahrer, F.: Stichprobenweise Auswertung von Luftaufnahmen für die Erneuerung der Eidgenössischen Arealstatistik, Bericht über einen Versuch in verschiedenen Testgebieten in der Schweiz. Arbeitsdokumente für die schweizerische Statistik, H. 5, Bern 1981, S. 78f.
- (12) Mahrer, F.: Abgrenzungsnormen zur Erfassung der Waldfäche im Schweizerischen Landesforstinventar. Bericht Nr. 167 der Eidg. Anstalt für das forstliche Verschuswesen, Birmensdorf 1976, S. 29–53.
- (13) Vgl. dazu Vermessung, Photogrammetrie, Kultertechnik 10/82.

Adresse der Verfasser:

Dr. Heinz Trachsler  
PD Dr. Hans Elsasser  
Institut für Orts-, Regional- und  
Landesplanung  
ETH-Hönggerberg, CH-8093 Zürich

# Etude expérimentale de la propagation de produits solubles dans le sol

A. Mermoud

Les processus de transfert des produits miscibles dans le sol sont complexes et difficiles à appréhender. Il est pourtant indispensable de les étudier en profondeur si l'on veut se donner les moyens de conserver les produits fertilisants et phytosanitaires dans la couche superficielle de sol, de protéger de la salinisation les terres arrosées avec de l'eau salée et de prévenir ou d'atténuer les dommages aux nappes souterraines menacées par des intrusions de polluants. De telles actions impliquent une meilleure compréhension des mécanismes de propagation des substances solubles et le recours à des modèles mathématiques capables de prévoir l'évolution spatio-temporelle du soluté dans le sol. Ce thème a été étudié en profondeur dans le cadre d'une recherche expérimentale et théorique dont les résultats complets ont été publiés récemment (Mermoud, 1982).

Le présent article délaisse intentionnellement les aspects théoriques et prévisionnels. Il se limite à la présentation de certains résultats expérimentaux caractéristiques qui paraissent de nature à améliorer la compréhension des phénomènes de transfert des substances solubles dans le sol.

*Der Verteilungs-Prozess mischbarer Produkte im Boden ist komplex und schwer erfassbar. Es ist jedoch unerlässlich, diesen genauestens zu studieren, will man sich die Mittel verschaffen, Düng- und phytosanitäre Produkte in den oberen Bodenschichten zu bewahren, bei Bewässerungen mittels salzhaltigen Wassers den Boden vor einer Versalzung zu bewahren oder bedrohte Grundwasserschichten vor einer allfälligen Verschmutzung zu schützen. Solche Aktionen setzen jedoch ein besseres Verständnis der Verteilungsmechanismen löslicher Substanzen sowie den Rückgriff auf mathematische Modelle zur räumlich-zeitlichen Voraussage voraus. Dieses Thema wurde anlässlich einer experimentellen und theoretischen Arbeit eingehend studiert, und die vollständigen Resultate wurden kürzlich veröffentlicht (Mermoud, 1982).*

*Der vorliegende Artikel vernachlässt bewusst die theoretischen und vorhersagenden Aspekte. Er beschränkt sich auf die Darstellung einiger charakteristischer experimenteller Resultate, deren Natur das Verständnis der Phänomene der Verteilung löslicher Substanzen im Boden verbessern könnte.*

## 1. Introduction

Une connaissance approfondie des mécanismes de transfert des produits solubles dans le sol apparaît chaque jour plus nécessaire si l'on veut se donner les moyens d'assurer une production suffisante tout en sauvegardant les ressources en eaux souterraines. En effet les engrains, pesticides, herbicides ou autres produits similaires sont devenus indispensables à l'agriculture. Un apport insuffisant se traduit par une chute de rendementurement ressentie par les paysans et susceptible, à grande échelle, de générer des famines meurtrières; un apport excédentaire risque de mettre en danger les eaux profondes. On mesure sans difficulté l'ampleur et la difficulté de la tâche à accomplir pour aboutir à une gestion optimale de ces deux ressources fondamentales que sont le sol et l'eau. L'utilisation inconsidérée d'éléments nutritifs et de produits phytosanitaires ne constitue pas, et de loin, la seule menace pour les eaux souterraines. D'autres sources de pollution peuvent occasionner des conséquences bien plus graves. Il suffit de citer:

- la multiplication des décharges incontrôlées dont les eaux d'infiltration atteignent les nappes phréatiques

tiques et mettent en péril les captages d'eau potable

- les déversements accidentels ou prémedités de produits polluants et de substances toxiques industrielles
- la contamination d'eaux douces par infiltration d'eau salée le long des littoraux suite à une modification des conditions hydrauliques naturelles.

La prévention des dommages et l'atténuation de leurs conséquences passent par une compréhension satisfaisante du comportement des produits solubles dans le sol.

Ce thème à fait l'objet d'une recherche approfondie, tant sur le plan expérimental que sur le plan théorique. Le compte-rendu global de l'étude a été publié récemment (A. Mermoud, 1982). Dans le présent article sont rapportés uniquement certains résultats expérimentaux particulièrement marquants, ainsi que les conclusions inspirées par ces résultats.

Les essais ont été conduits sur deux fronts: en laboratoire sur une colonne verticale et dans le domaine expérimental de l'Institut de Génie rural, sur une case lysimétrique. Ils consistaient à alterner des injections d'eau pure et de solutions à concentration connue, tout en suivant les variations spatio-temporelles de teneur en eau et de concentration en soluté.

Les expériences de laboratoire sont justifiées par la possibilité de contrôler et de maîtriser précisément les conditions initiales et aux limites. Les essais *in situ* en sont le complément indispensable car ils permettent de relativiser les résultats obtenus en laboratoire et de les ramener à leur véritable échelle.

## 2. Dispositifs expérimentaux et matériel d'essai

### 2.1 En laboratoire

#### 2.1.1 Modèle physique

Les mesures doivent être rapides, non destructives, ne pas interférer sur les transferts et être parfaitement repérées dans le temps et dans l'espace.

Le dispositif expérimental de laboratoire est constitué par une colonne cylindrique en plexiglas de 90 mm de diamètre intérieur et de 100 cm de haut (fig. 1).

L'humidité du sol est déterminée par voie gammamétrique, à l'aide d'une source de Césium 137 associée à un photomultiplicateur. Le rayonnement émis par la source est plus ou moins fortement absorbé, suivant la teneur en eau du sol, avant d'arriver sur un détecteur qui transmet les impulsions à un intégrateur. Les résultats sont envoyés directement sur une bande perforée qui est traitée ultérieurement par ordinateur. Le dispositif de mesures peut se déplacer tout au long de la colonne, ce

qui permet de suivre les variations spatio-temporelles de l'humidité. La détermination de la concentration se fait par des mesures de résistance au moyen de 10 capteurs disposés sur deux génératrices opposées du modèle. Les capteurs utilisés comportent un élément électrolytique constitué d'une plaque poreuse placée en contact intime avec le sol dans laquelle sont incorporées deux électrodes en platine qui permettent de mesurer la résistance de la solution; à l'arrière est placée une thermistance qui mesure la

L'alimentation en solution peut se faire par le haut, à l'aide d'un simulateur de pluie relié à un vase de Mariotte ou par le bas, au moyen d'un réservoir à niveau constant qui permet de simuler des remontées de sel dans la zone atteinte par la capillarité.

#### 2.1.2 Matériel d'essai

Face à l'extrême complexité des phénomènes impliqués dans la migration des produits miscibles, la plupart des essais de laboratoire ont porté sur un sable à granulométrie peu étendue d'origine

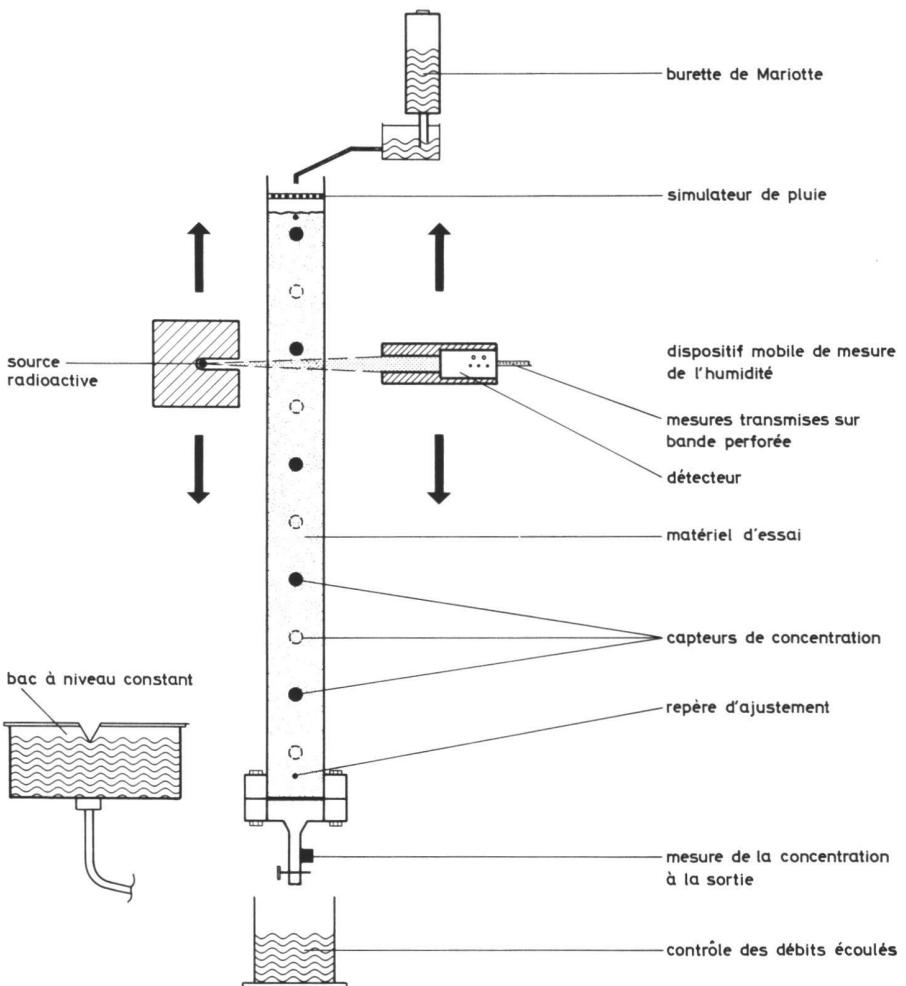


Fig.1 Schéma du dispositif expérimental de laboratoire

température. La concentration à la sortie est déterminée à l'aide d'un capteur placé au bas de la colonne et par prélèvement automatique du percolat au moyen d'un collecteur de fraction.

fluvioglaciaire provenant de la gravière de l'Isles (fig. 2).

Le sable présente l'avantage d'être facile à mettre en place avec une bonne homogénéité et de fournir des fronts d'humidité et de salinité bien pro-

noncés. Sa masse volumique valait  $1,48 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ , sa porosité  $0,44 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  et sa conductivité hydraulique à saturation  $4 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ .

### 2.1.3 Traceurs utilisés

Le choix du tracteur est dicté par un certain nombre d'impératifs; il s'agit en particulier de recourir à des traceurs peu onéreux, très solubles dans l'eau, faiblement ou pas toxiques et faciles à analyser. Le traceur utilisé était en général le chlorure de Calcium à une

concentration de l'eau qui le véhicule. La concentration utilisée était de  $0,3 \text{ mCi} \cdot \text{l}^{-1}$ .

## 2.2 In situ

### 2.2.1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental de terrain est constitué par une case lysimétrique (cuve cylindrique de 1,2 m de diamètre et 1,3 m de profondeur) équipée d'appareils permettant la mesure de l'humidité, de la succion et de la concentration en soluté. Elle comporte en son centre un tube d'accès pour sonde à neutrons et à sa périphérie 9 tensio-

fin permet l'apport d'un débit constant de solution ou le maintien d'une charge constante sur le sol.

### 2.2.2 Matériel d'essai

Le matériel de terrain présente une granulométrie beaucoup plus étendue que celui utilisé en laboratoire. Il comporte 6% d'argile, 24% de limon, 67% de sable et 3% de gravier (fig. 3). L'humidité volumique à saturation vaut  $0,36 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ; la conductivité hydraulique correspondante est de l'ordre de  $3 \cdot 10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ . Le soluté utilisé lors des injections fut du chlorure de Calcium à  $5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ .

## 3. Description des essais

Les essais consistent à injecter dans le sol, soit de l'eau pure, soit une solution. L'introduction de la solution est réalisée par échelon ou par créneau. Une injection par échelon consiste à remplacer brusquement au temps  $t_0$  l'eau pure par une solution de concentration  $C_0$  ou vice versa.

Dans un essai par créneau, l'injection de la solution est limitée dans le temps; elle est précédée et suivie par une infiltration d'eau pure (fig. 4).

Lorsque la concentration de la solution injectée est supérieure à celle de la solution initialement présente dans le sol, on dit que les transferts de soluté se déroulent en régime d'infiltration. Lorsque la solution infiltrée se trouve à une concentration inférieure à celle du sol, on parle de régime de lessivage.

Les injections se font à flux ou à débit constant. Pour les écoulements saturés on maintient une charge déterminée au haut de la colonne. Pour les essais en non saturé on applique un débit tel que le sol reste à une teneur en eau inférieure à la saturation.

L'objectif des essais est l'étude des variations de la concentration en soluté à l'intérieur et à la sortie de la colonne. Les résultats sont reportés graphiquement sous forme de profils de concentration qui présentent les variations de concentration en fonction de la profondeur, à un instant donné, ou sous forme de courbes de sortie qui expriment les variations temporelles de concentration au bas de la colonne. En ordonnée on porte souvent la concentration relative  $C/C_0$  qui équivaut au rapport de la concentration  $C$  à la sortie, à la concentration  $C_0$  de la solution injectée.

## 4. Présentation et interprétation des résultats

Les résultats fournis par la suite ne représentent qu'un échantillon réduit du nombre total d'essais réalisés. Chaque catégorie d'expériences a été renouvelée à plusieurs reprises de sorte à vérifier la répétitivité des processus observés.

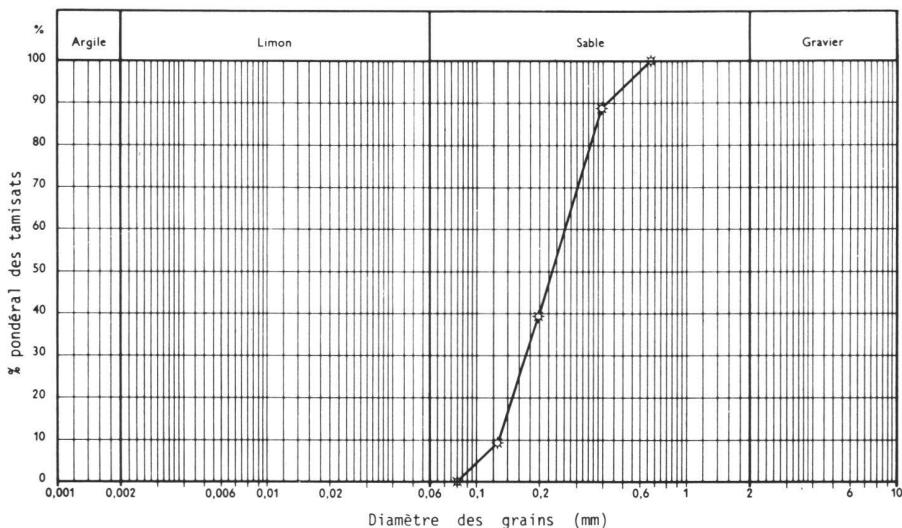


Fig. 2 Courbe granulométrique du matériel de laboratoire

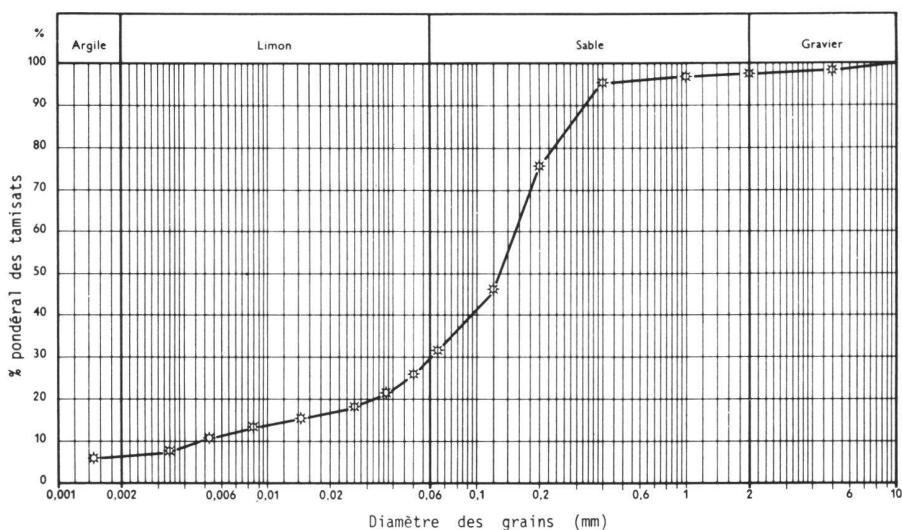


Fig. 3 Courbe granulométrique du matériel de la case lysimétrique

concentration comprise entre 1 et  $5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ .

Pour certains essais, nous avons fait appel au tritium qui présente une très grande sensibilité à la détection et dont le comportement est très proche de

mètres et 10 capteurs de concentration implantés à des profondeurs variables (10, 20, 30, 50, 80 et 110 cm).

La solution à infiltrer est stockée dans un récipient taré en vue du contrôle des volumes écoulés. Un robinet à réglage

## 4.1 Essais de laboratoire avec des solutions salées

### 4.1.1 Evolution des profils de concentration

A la figure 5 est représentée l'évolution temporelle des profils de concentration mesurés lors d'une infiltration par échelon en milieu saturé, à un flux valant  $0,55 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ .

Au début de l'essai on observe que l'interface entre la solution et l'eau du sol est bien prononcé; par la suite il dégénère en une zone de transition de largeur croissante. Cette dégénéres-

- dans un même pore la répartition des vitesses n'est pas uniforme
- la dimension et la forme des pores sont variables, donc aussi les vitesses d'écoulement
- le cheminement des particules est influencé par la tortuosité qui a pour conséquence d'écartier les lignes de courant de la direction principale d'écoulement et d'allonger plus ou moins fortement le parcours.

D'une façon générale l'entraînement du soluté dans le sol est donc imputable à trois phénomènes qui se superposent

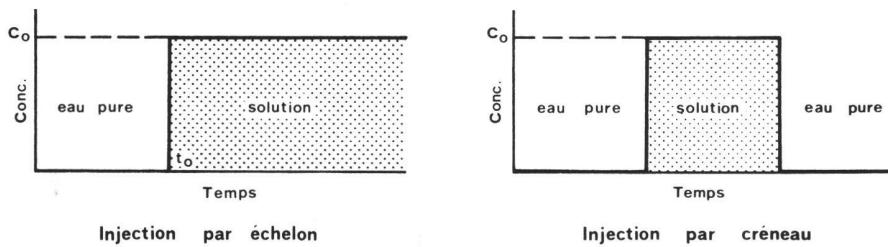


Fig. 4 Différentes conditions d'injection

cence s'explique par l'apparition de mélanges entre l'eau et la solution qui ont pour conséquence de diminuer les contrastes de concentration au fur et à mesure que le front de salinité progresse.

Si aucun mélange ne se produisait l'entraînement du soluté se ferait exclusivement par convection. Le front d'eau salée pousserait l'eau initialement présente dans le sol et prendrait sa place (effet piston); les profils de concentration seraient représentés par des courbes en escalier.

Les essais démontrent que l'effet piston n'est jamais réalisé. Les profils présentent une forme sigmoïdale qui suggère l'existence de mélanges entre les phases d'eau pure et salée. Ces processus de mélanges résultent de la superposition de deux phénomènes: la diffusion moléculaire et la dispersion hydrodynamique.

La diffusion moléculaire est due aux gradients de concentration qui règnent dans la solution. Elle tend à homogénéiser les concentrations par échanges moléculaires ou ioniques; on l'observe même dans un liquide au repos.

La dispersion hydrodynamique est responsable de la séparation de particules initialement voisines après un certain cheminement. Elle est la conséquence de l'hétérogénéité du champ des vitesses de l'eau du sol, hétérogénéité due à plusieurs raisons notamment:

et sont difficiles à dissocier: la convection, la diffusion et la dispersion hydrodynamique.

On doit toutefois remarquer que dans certains types de sol, notamment les argiles qui présentent une surface spécifique élevée et très active dans les processus physico-chimiques, les phénomènes d'échanges ioniques entre la solution et les particules terreuses peuvent exercer une influence importante sur les transferts. Il en va de même pour ce qui concerne l'intervention des végétaux et des micro-organismes dans les sols cultivés.

### 4.1.2 Variations des courbes de sortie

Les courbes de sortie de 3 essais d'infiltration et 3 essais de lessivage à différents flux sont présentées aux figures 6 et 7. La hauteur de sable dans la colonne est de 94 cm. L'apport de liquide se fait par échelon, à débit constant.

L'examen de ces courbes révèle clairement:

- aux valeurs élevées du flux la concentration relative de l'effluent atteint rapidement une valeur unitaire dans le cas d'infiltrations et une valeur nulle lors de lessivages. La forme des courbes est approximativement gaussienne
- aux faibles flux la concentration relative tarde à atteindre les valeurs extrêmes. Les courbes de sortie

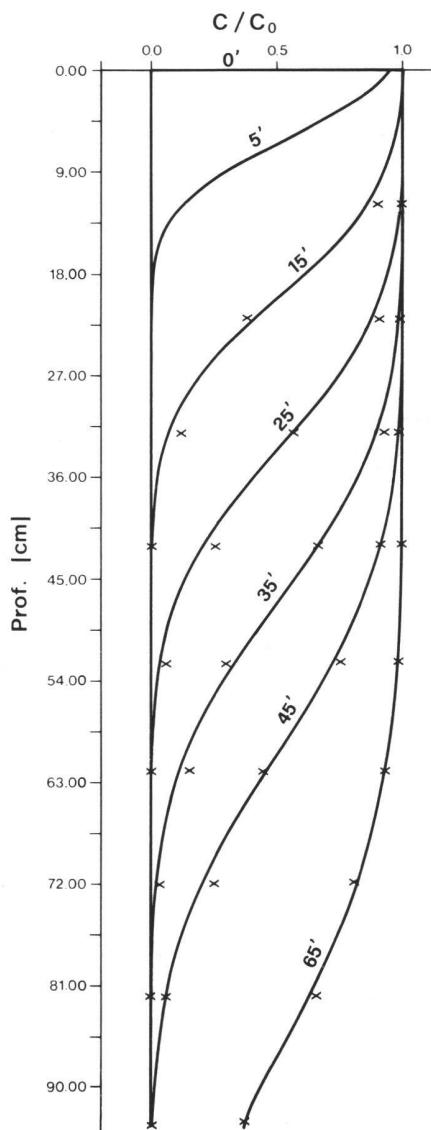


Fig. 5 Variations temporelles des profils de concentration

présentent des traînées d'autant plus prononcées que le flux appliqué est faible et elles perdent leur caractère gaussien. Ces essais démontrent qu'il est possible de lessiver un sol sans le porter à saturation. Cependant plus le flux appliqué est limité, plus le soluté résiduel subsiste longuement.

En régime d'écoulement transitoire on observe des phénomènes similaires, bien que notablement amplifiés. La figure 8 présente les courbes de sortie de 3 essais d'infiltration à flux constant à l'entrée dans un sol dont la teneur en eau initiale est de l'ordre de  $0,18 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ . En abscisse est reporté

le temps écoulé depuis l'apparition décelable du soluté au bas de la colonne. On observe:

- pour un flux d'infiltration élevé la pente de la courbe de sortie est très forte et la concentration relative atteint rapidement sa valeur unitaire. On se rapproche de l'effet piston. Il est à noter que plus la teneur en eau initiale est basse, plus la pente de la courbe de sortie est élevée, à flux égal. Cela s'explique sans doute par le fait que plus la phase d'eau initialement présente dans le sol est faible,

plus les mélanges avec l'eau du sol sont réduits

- avec la diminution du flux injecté on note un étalement considérable des courbes de sortie et l'apparition de traînées spécialement marquées pour les valeurs de  $C/C_0$  supérieures à 0.5.

#### 4.1.3 Progression comparée des fronts d'humidité et de salinité

Un accent particulier a été porté sur l'étude des variations des profils hydriques et des profils de concen-

tration dans la colonne à la suite d'une injection à débit constant de solution dans le sol initialement à une teneur en eau déterminée.

A l'exception des apports de solution sur sol sec, tous les essais montrent un décalage prononcé entre les fronts d'humidité et de salinité.

A titre d'exemple nous présentons à la figure 9 la progression dans le temps de l'extrémité des fronts observée à la suite d'une injection d'une solution de  $\text{CaCl}_2$  à un flux de  $0,32 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$  dans le sol initialement sec. On observe que les fronts progressent rigoureusement à la même vitesse.

La figure 10 montre les profils hydriques et les profils de concentration mesurés lors d'une infiltration de solution à flux constant égal à  $0,11 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ . Les conditions initiales correspondent à une teneur en eau relativement homogène sur les 50 premiers centimètres de la colonne ( $0,125 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ). Le déphasage entre les fronts est évident. Si l'on considère la position de l'extrémité des fronts après 40 minutes par exemple, on observe un écart de 13 cm.

La vitesse apparente de propagation des fronts étant différente pour l'eau et pour le soluté, une question se pose: à quoi attribuer ce décalage? A des échanges diffusifs entre la solution en infiltration et l'eau du sol? A un effet piston qui aurait pour conséquence de mettre en mouvement l'eau en aval du front réel? A d'autres causes telles que des phénomènes d'adsorption du soluté par la matrice poreuse?

Dans le cas particulier cette dernière hypothèse peut être écartée car le choix du matériel d'essai a été dicté par le souci de limiter les échanges entre la solution et le sol. L'absence d'interactions a été vérifiée systématiquement en comparant la quantité de soluté injectée à l'entrée et la masse de soluté présente dans la solution de sol au même instant.

L'existence d'échanges diffusifs entre la solution en infiltration et l'eau initialement présente dans le sol est incontestable. Cependant l'importance de ces échanges est fonction des contrastes de concentration entre les phases liquides mobiles et immobiles et du temps de contact entre l'eau salée et l'eau pure. Les phénomènes diffusifs ne deviennent appréciables que lors de contacts prolongés, c'est-à-dire pour des faibles vitesses de transfert.

Il est d'autre part certain que la solution infiltrée exerce une pression sur l'eau initialement présente dans le sol et a tendance à la mettre partiellement en mouvement pour prendre sa place. Le front d'humidité ne résulte donc pas directement de la solution infiltrée mais de l'activation de l'eau liée par les apports de surface.

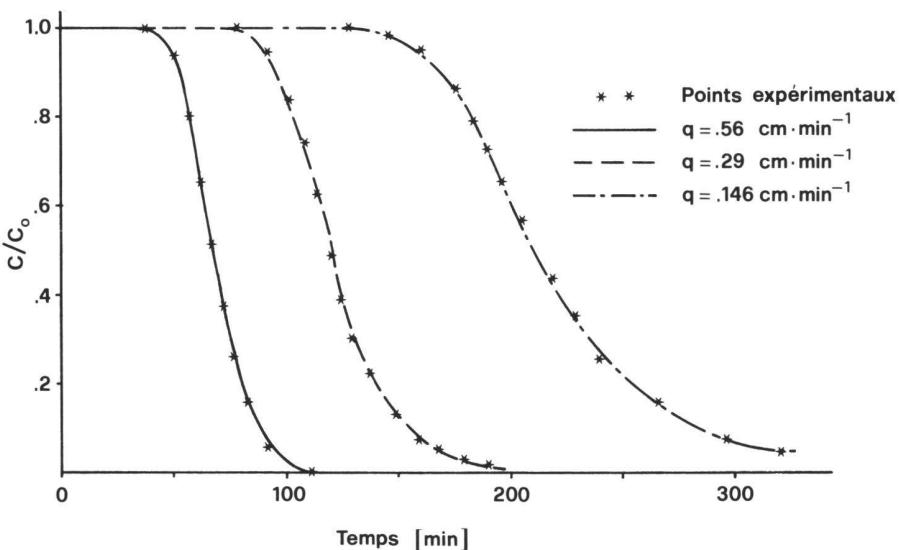


Fig. 6 Courbes de sortie mesurées lors de lessivages à différents flux

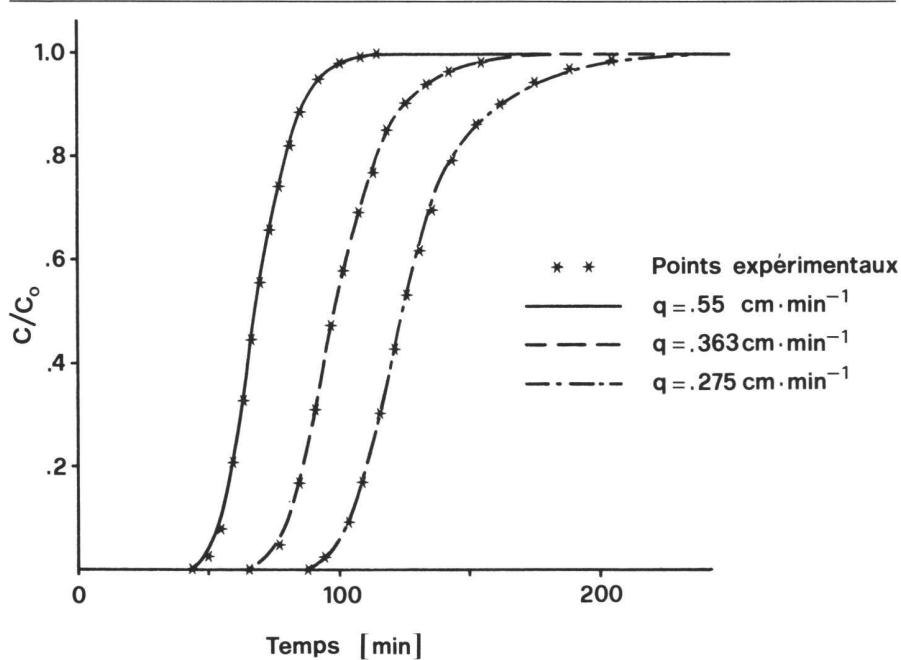


Fig. 7 Courbes de sortie mesurées lors d'essais d'infiltration à différents flux

L'importance relative de l'effet piston et des échanges diffusifs est fonction essentiellement de la vitesse de déplacement de la solution. Aux flux élevés les phénomènes de diffusion sont peu actifs étant donné que la teneur en eau immobile est négligeable par rapport à l'humidité totale et que le temps de parcours est réduit ce qui limite les possibilités d'échanges diffusifs. Aux faibles flux par contre le pourcentage relatif d'eau immobile devient important et le temps de contact entre l'eau pure et la solution

augmente. Il en résulte une amplification des mécanismes diffusifs. L'extrême vulnérable car il subit un contact prolongé avec l'eau pure. Plus le parcours augmente, plus les concentrations de l'extrême du front diminuent pour finir par ne plus être détectables par conductométrie. Il est difficile de fixer une valeur limite du flux ou de la vitesse au-dessous de laquelle les effets diffusifs sont dominants et au-dessus de laquelle c'est l'effet piston qui devient prépondérant.

Les études conduites pour tenter de mieux cerner cette limite aboutissent, pour notre matériel d'essai, à une vitesse critique de  $0.65 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$  qui correspond assez bien à la frontière entre les régimes de superposition et d'interférence, tels que définis par Pfannkuch en 1963.

Cet aspect mériterait une étude approfondie car il est probable qu'aux très faibles vitesses de transfert les échanges diffusifs retardent la progression du traceur. Dans ce cas on ne peut plus identifier la vitesse du soluté à celle du fluide porteur et le recours aux traceurs en vue de déterminer la vitesse de l'eau souterraine doit être envisagé avec la plus grande prudence.

Les essais d'injection d'eau tritiée présentés au prochain paragraphe permettront d'affiner la connaissance des mécanismes de progression des fronts d'eau et de soluté car le tritium peut être détecté avec une très grande précision.

#### 4.2 Essais de laboratoire avec de l'eau tritiée

**4.2.1 Aspect des courbes de sortie**

Le tritium présente sur les autres traceurs des avantages considérables pour des recherches approfondies: ce sont les molécules d'eau elles-mêmes qui sont marquées, le seuil de détection est très bas et les caractéristiques physiques de la solution ne sont pratiquement pas modifiées. Les handicaps que constituent les risques pour l'environnement et le laborieux travail d'analyse peuvent être aisément surmontés dans le cas d'essais de laboratoire.

La figure 11 présente les courbes de sortie relatives à deux essais d'injection par créneau de 198,5 ml d'eau tritiée. L'essai p1 correspond à une infiltration en régime d'écoulement permanent saturé, l'essai t1 à un apport d'eau tritiée dans le sol initialement à une teneur en eau de  $0.26 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  (sol ressuyé gravitairement), suivi d'un apport d'eau pure. Dans les deux cas la surface supérieure du sol est soumise à une charge constante de 30 mm. Les conditions aux limites sont donc semblables; seules les conditions initiales diffèrent.

La comparaison des courbes de sortie révèle immédiatement:

- le tritium est détecté plus rapidement en t1 qu'en p1 (107 min contre 127'. 30). Ceci s'explique sans doute par l'existence de gradients de pression élevés au début de l'infiltration dans le sol non saturé, ce qui accélère les transferts
- le front très abrupt de l'essai t1 témoigne de la forte prédominance des phénomènes convectifs
- en régime d'écoulement permanent saturé, la courbe de sortie est plus

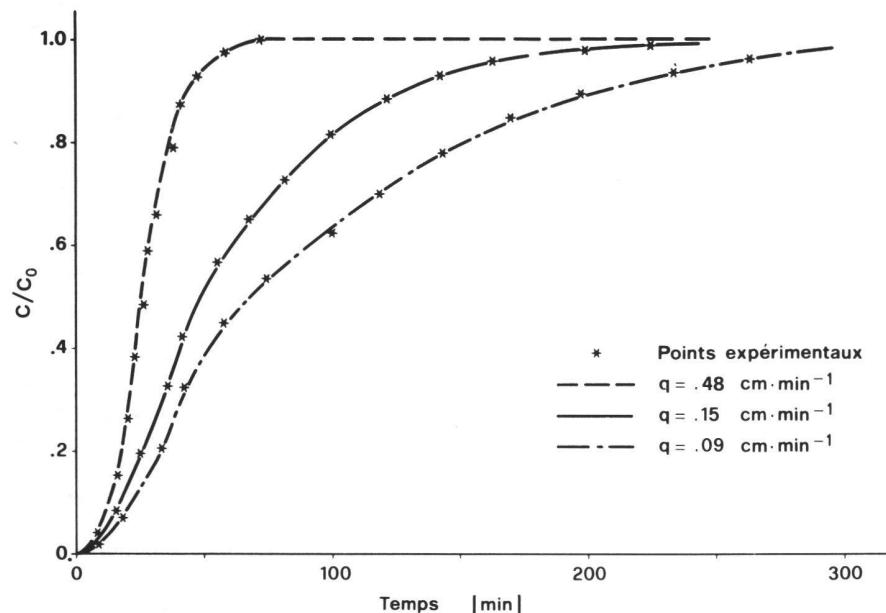


Fig. 8 Courbes de sortie en régime d'écoulement transitoire

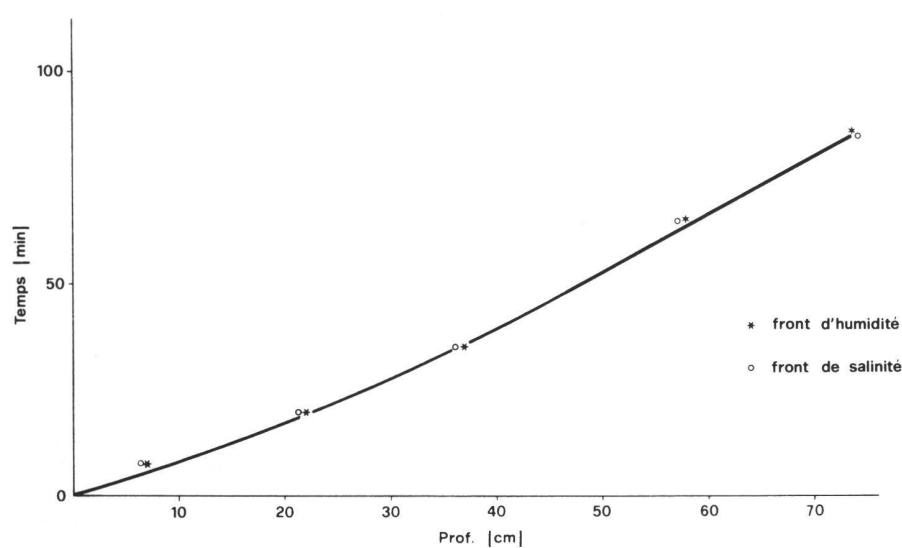


Fig. 9 Progression dans le temps des fronts d'humidité et de salinité (sol initialement sec)

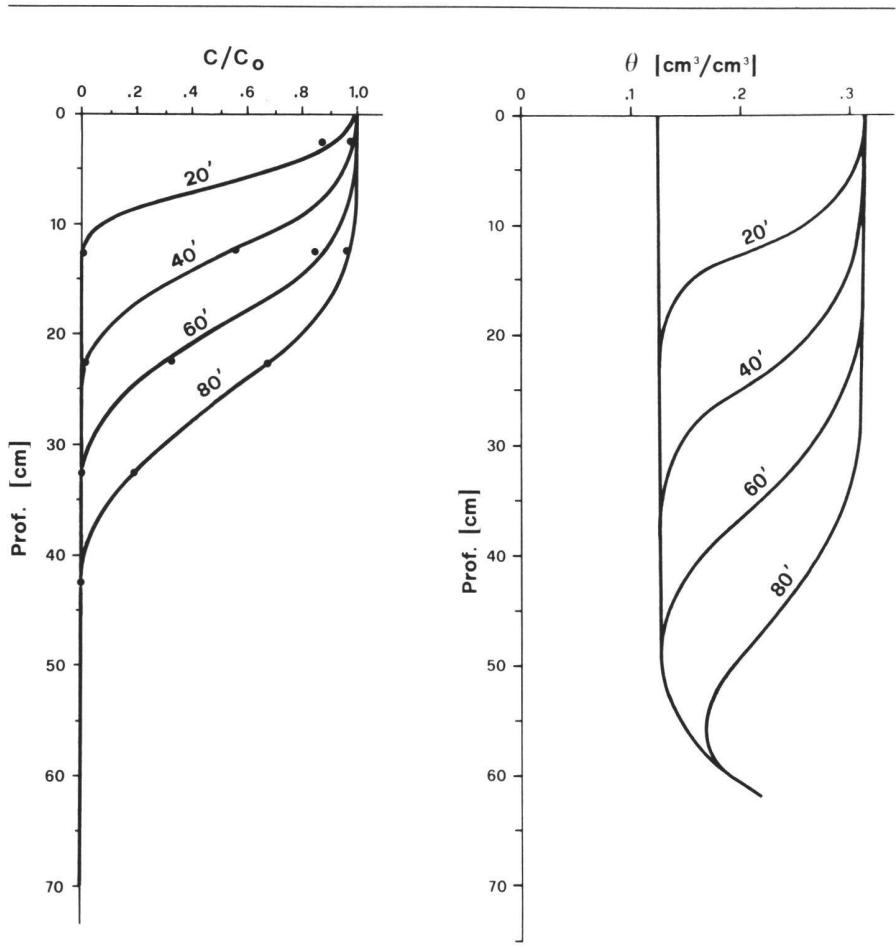


Fig.10 Evolution temporelle des profils de salinité et des profils hydriques lors d'un essai d'infiltration

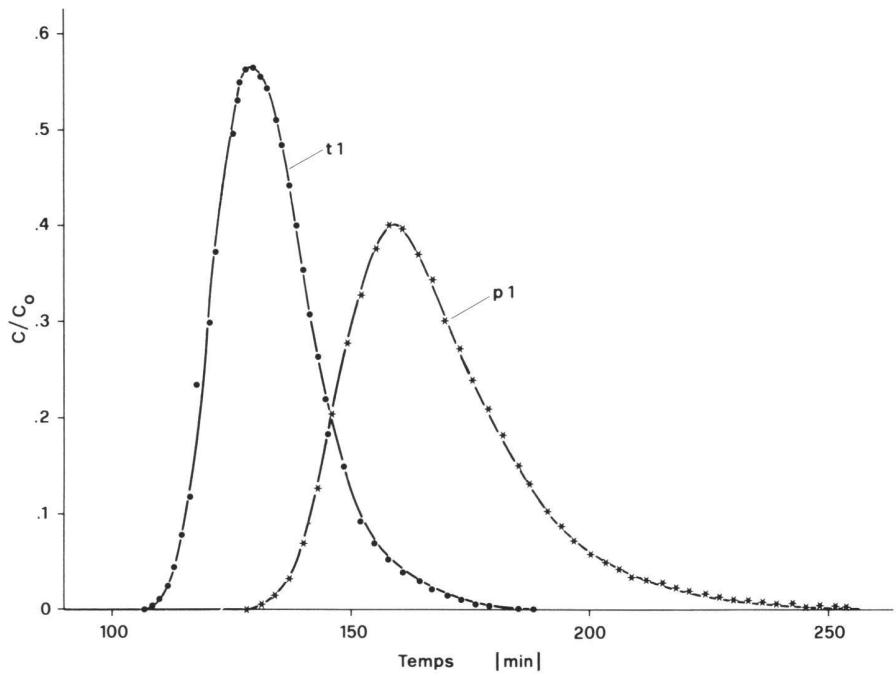


Fig.11 Courbe de sortie d'essais d'injection d'eau tritiée

étalée, ce qui laisse supposer que les effets de dispersion hydrodynamique et les mélanges avec l'eau du sol sont plus prononcés.

On peut donc conclure que lorsqu'un produit polluant miscible est déversé à la surface du sol, plus la teneur en eau initiale est réduite, plus le polluant se propage rapidement et plus sa dilution est réduite. Les conséquences pour une nappe souterraine d'un apport superficiel important d'une substance polluante risquent donc d'être plus graves sur un sol sec que sur un sol à teneur en eau élevée.

#### 4.2.2 Ecart entre les fronts

Le recours au tritium confirme de façon irréfutable le déphasage entre le front de l'eau et celui du traceur.

Les essais d'injection d'eau tritiée, autant en régime d'écoulement permanent que transitoire, ont fait l'objet d'une analyse particulièrement attentive au niveau de deux points critiques: le moment où le traceur est détecté au bas de la colonne et l'instant où la concentration relative atteint une valeur de 0,5.

Dans tous les cas lorsque les premières molécules de tritium apparaissent à la sortie de la colonne, plus de 75% du volume total d'eau initialement présent dans le sol a été éjecté. En écoulement saturé permanent, lorsque la concentration relative atteint 0,5, le pourcentage de solution percolée est voisin de 100%. Pour les écoulements non saturés, ce même pourcentage est inférieur à 100%. Il diminue d'autant plus que la désaturation augmente ce qui tend à démontrer l'existence d'une phase d'eau immobile dont l'importance relative s'accroît avec la diminution de la teneur en eau totale.

En écoulement transitoire pour des injections à charge constante dans le sol préalablement ressuyé gravitairement, le décalage entre les fronts est toujours supérieur à 1 h 30; c'est dire que l'eau goutte au bas de la colonne plus de 90 minutes avant l'apparition du tritium.

Il se confirme donc que lorsque l'on applique une solution à la surface du sol préalablement non saturé, cet apport réactive tout ou partie de l'eau initialement retenue par le sol; un pourcentage élevé de cette eau est expulsé avant que les premières molécules de traceur n'apparaissent au bas de la colonne.

Une conséquence immédiate de la disparité des vitesses de propagation des fronts est qu'il est impossible de suivre l'évolution du polluant en observant la progression du front d'humidité. Seule une mesure directe permet de connaître la position du produit nocif.

Une autre conséquence est qu'il est très difficile de déterminer la vitesse moyenne réelle de l'eau du sol. Si le suivi de l'évolution des profils hydriques ne nous apporte guère d'informations, il est illusoire de croire que l'observation de la progression du soluté nous fournit forcément des renseignements plus précis. En effet, la vitesse de propagation du traceur dépend à la fois de sa nature et de sa susceptibilité vis-à-vis des phénomènes de sorption, de dégradation par les micro-organismes, d'exportation par les plantes, de précipitation ou d'insolubilisation. Même dans le cas où ces phénomènes sont négligeables, la détermination d'une vitesse moyenne de parcours est compliquée par la présence des processus de diffusion et de dispersion hydrodynamique qui provoquent une apparition progressive du soluté en un point donné. Il est par conséquent extrêmement difficile de définir sur la courbe un point correspondant au temps moyen de parcours et donc à la vitesse moyenne réelle. Sans prétendre apporter une solution définitive nous pouvons, grâce à l'extrême finesse des mesures qu'autorise le tritium, énoncer les remarques suivantes:

- lorsque les flux de solution sont importants et lorsque les phénomènes annexes de sorption, d'exportation, de dégradation ou de précipitation sont réduits, la vitesse moyenne réelle est représentée favorablement par la vitesse du traceur déduite à partir du temps où la concentration relative vaut 0,5
- pour les transferts très lents les phénomènes annexes et la diffusion peuvent entraver la progression du front du traceur et fournir de ce fait des vitesses sans rapport avec la vitesse effective de l'eau. A cet égard il faut se méfier de certains traceurs et considérer les résultats avec circonspection, spécialement dans les sols argileux ou en présence d'une forte activité des agents de biodégradation.

#### 4.3 Essais en conditions naturelles

Les phénomènes simulés en laboratoire se déroulent à des vitesses généralement très supérieures à celles observées en conditions naturelles. On peut ainsi étudier en peu de temps des processus qui, *in situ*, peuvent demander des mois, voire des années, pour se réaliser. La description des phénomènes réellement observés sur le terrain ne saurait se satisfaire de ces seuls essais de laboratoire. Il est indispensable de les compléter par des essais *in situ* qui rappellent au physicien du sol l'échelle effective des phénomènes et la complexité des

processus lorsque c'est la nature qui fixe les conditions initiales et aux limites.

#### 4.3.1 Conditions expérimentales et résultats

Nous nous limiterons ici à la présentation d'un essai de longue durée particulièrement riche en enseignements. Cet essai a consisté à injecter une quantité déterminée de solution, le 31 mars 1980, et à suivre jusqu'à fin juillet de la même année le comportement du soluté sous l'influence des conditions

la suite le front est réactivé par les pluies du début mai et sa progression se poursuit plus ou moins régulièrement jusqu'à fin juillet en raison des précipitations abondantes qui ont caractérisé l'été 1980.

#### 4.3.2 Analyse et interprétation des résultats

L'analyse des résultats de l'essai permet de dégager un certain nombre d'observations. Les profils hydriques (non reproduits ici) et les mesures tensiométriques témoignent que malgré les

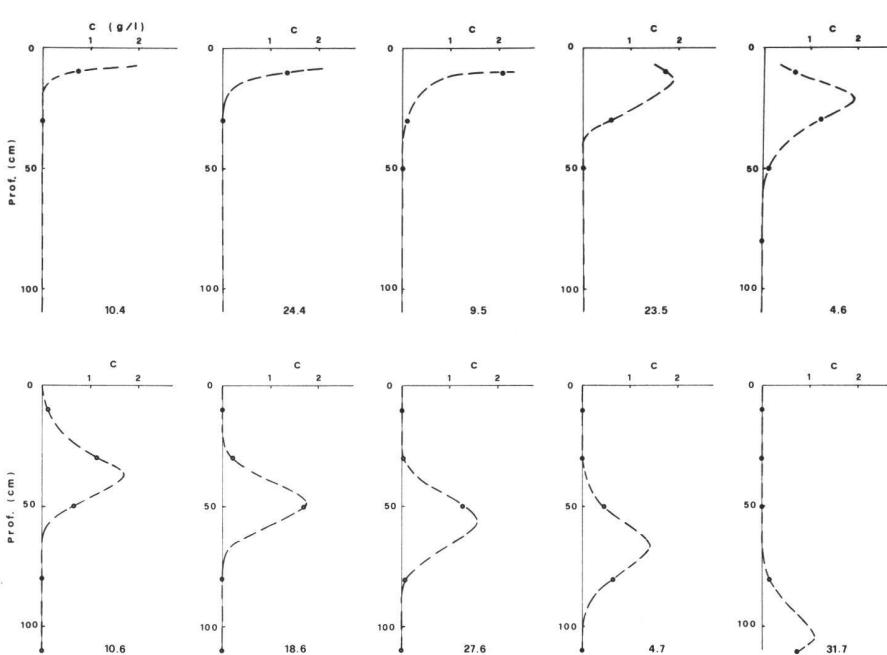


Fig.12 Evolution des profils de concentration

naturelles (précipitations, évaporation, etc...). A cet effet 25 litres de solution de chlorure de Calcium à  $5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  ont été appliqués au sol préalablement saturé, après quoi les variations spatio-temporelles de concentration, de teneur en eau et de pression ont été suivies. A la figure 12 est présentée l'évolution des profils de concentration mesurés à différentes dates. On constate que le front de salinité est resté pratiquement stationnaire jusqu'au début mai, après quoi il a progressé d'une façon continue jusqu'à la fin de la période de mesures. La figure 13 sur laquelle sont reportées les variations de charge hydraulique H et les précipitations enregistrées pendant l'essai montre que la phase stationnaire correspond à la période d'évaporation suivie qui a régné en avril. Par

fortes précipitations qui ont régné pendant l'essai, le sol est resté constamment en dessous de la saturation (l'humidité a varié entre  $0,21$  et  $0,32 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$  alors que la teneur en eau à saturation vaut  $0,36 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ). De telles conditions d'humidité n'ont pas empêché le sel de se déplacer vers le bas ainsi que l'atteste la figure 12. Ces constatations sont d'une portée évidente. Elles signifient que le lessivage des terres salines peut être réalisé sans avoir à inonder le sol pour le porter à saturation. L'arrosage par aspersion, l'irrigation gravitaire intermittente ou les précipitations naturelles, si elles sont suffisantes, peuvent entraîner efficacement les sels en excès. Avec ces procédés le lessivage peut prendre passablement de temps, mais le résul-

tat est en général meilleur, spécialement dans les sols qui comportent des fissures ou des pores de gros diamètre. Dans ce cas une submersion se traduit par un écoulement préférentiel marqué de l'eau dans les fissures et les macropores, ce qui risque de limiter à ces zones l'efficacité du lessivage. Par contre lorsque le flux appliqué est tel que la saturation n'est pas atteinte, l'eau se déplace plus lentement et circule également à travers les micropores du sol ce qui tend à diminuer la concentration dans l'ensemble du massif poreux.

tions des mois de juin et juillet. La vitesse de progression moyenne est donc inférieure à 1 cm par jour. Un aspect frappant révélé par la figure 12 est la chute brutale de la concentration dans les premiers centimètres de sol puisque la concentration maximale mesurée à 10 cm ne dépasse pas 2 g/l alors qu'elle est de 5 g/l à l'entrée. Par la suite la diminution de concentration est beaucoup moins sensible. Le soluté appliqué à la surface du sol subit donc une très forte dilution et cela d'autant plus que le sol est

solution dans le sol initialement humide. Certains chercheurs attribuent ce retard exclusivement à des échanges diffusifs entre les phases liquides mobile et immobile. Nos essais démontrent clairement que l'effet piston est prépondérant lors d'injections à des flux élevés. Les expériences conduites avec du tritium révèlent que le décalage entre les fronts résulte essentiellement d'une remise en circulation d'une partie de l'eau initialement présente dans le sol. Au moment où le traceur apparaît au bas du massif poreux, plus de 75% du volume d'eau présent dans le sol avant l'apport d'eau tritée a été expulsée. Il en résulte que lors du déversement d'un produit polluant miscible à la surface d'un sol humide la nappe reçoit une quantité appréciable d'eau pure avant d'être souillée. Il est donc sans intérêt de mesurer l'avancement du front d'humidité pour tenter de cerner la progression du polluant. Seule une mesure directe permet de suivre la propagation du produit dangereux. Il apparaît également que le lessivage des terres salines peut être réalisé efficacement au moyen d'un apport prolongé ou d'apports intermittents d'eau à faible débit, sans qu'il soit nécessaire d'inonder le sol.

Une grande prudence s'impose lors de l'utilisation des traceurs pour déterminer la vitesse moyenne effective de l'eau du sol car la signification physique de ce paramètre est difficile à appréhender. Dans les milieux saturés peu actifs au point de vue des échanges ioniques, il paraît possible d'assimiler la vitesse de l'eau à celle du traceur calculée à partir du temps où la concentration relative à la sortie vaut 0,5. Dans les milieux fortement non saturés, les phénomènes de diffusion, de sorption, d'exportation ou de dégradation biochimique peuvent devenir importants et entraver notablement la progression du traceur, ce qui risque de conduire à une interprétation erronée de la vitesse réelle de l'eau.

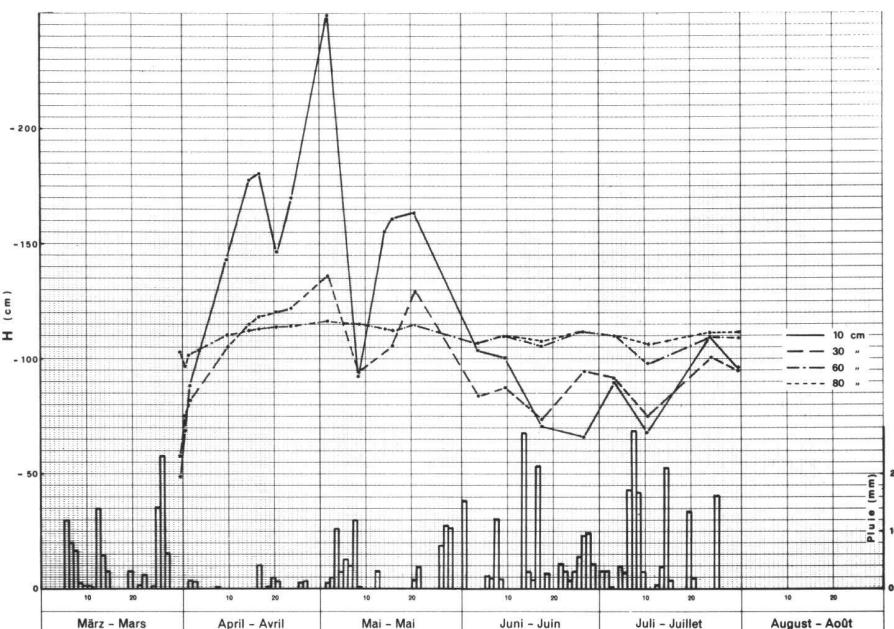


Fig.13 Distribution des précipitations et variations de la charge hydraulique à différentes profondeurs pendant l'essai

Ceci est confirmé par Nielsen et Biggar (1961) qui considèrent que le lessivage est meilleur lorsque l'injection d'eau est réalisée à faible débit pendant une durée prolongée ou de façon intermittente, plutôt que sous la forme d'une grosse injection à fort débit.

Le principal responsable de l'avancement du front de salinité est l'infiltration d'eau pluviale. La diffusion est présente comme le montre le lent accroissement de la concentration mesuré à la profondeur de 10 cm au mois d'avril. Cependant ses effets sont peu importants; ceci est illustré par la forme des profils de concentration qui présentent un étalement très limité à évolution lente, même après un temps de séjour prolongé.

En conditions naturelles les mouvements de sel sont très lents. Pour parcourir 110 cm le sel a mis près de 4 mois malgré l'abondance des précipita-

saturé au moment de l'injection. Cette dilution impose de faire des mesures très précises lors de l'utilisation de traceurs si l'on veut obtenir des résultats significatifs.

## 5. Conclusions

Les mécanismes de transferts des produits miscibles dans le sol sont extrêmement complexes. Les essais relatifs apportent quelques éléments de nature à améliorer leur compréhension. Il faut toutefois remarquer que les conditions expérimentales qui ont prévalu correspondent à une activité très réduite des phénomènes chimiques et biochimiques. Dans de nombreuses situations cependant ces processus peuvent agir fortement sur la propagation des substances solubles.

Un résultat marquant est le retard pris par le front de salinité par rapport au front d'humidité lors des injections de

## Références bibliographiques

- Fried J.J.: Groundwater pollution, Ed. V.T. Chow, p. 330, 1975.
- Mermoud A.: Contribution à l'étude des transferts simultanés d'eau et de soluté en milieu poreux, Thèse n° 432, EPFL, 1982.
- Nielsen et Biggar: Miscible displacement in soils. Experimental informations, Soil Sci. Amer. Proc., Vol. 25, p. 1-5, 1961.
- Pfannkuch H.O.: Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux, Rev. Inst. Fr. Pet., 18, p. 215-270, 1963.

Adresse de l'auteur:  
André Mermoud  
Institut de Génie rural EPFL  
En Bassenges, CH-1024 Ecublens