

PREMIER MINISTRE

COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE

10.1

CONTAMINATION DES SOLS (1^{ère} Partie)

EVOLUTION DE L'HUMIDITE
DANS LES SOLS NON SATURES
APRES REJETS SUR UNE SURFACE LIMITEE

par

Daniel RANÇON

DIRECTION DE LA PROTECTION
ET DE LA SURETE RADIOLOGIQUES

Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache

Rapport CEA - R - 3635(1)

1969

Ea

SERVICE CENTRAL DE DOCUMENTATION DU C.E.A

C.E.N. - SACLAY B.P. n°2, 91 - GIF-sur-YVETTE - France

CEA-R-3635(1) - RANÇON Daniel

CONTAMINATION DES SOLS (1ère partie) - EVOLUTION
DE L'HUMIDITE DANS LES SOLS NON SATURES APRES
REJETS SUR UNE SURFACE LIMITEE

Sommaire. - Il est important, dans les études de sûreté radiologique de sites, de connaître les mouvements d'eau dans les terrains non saturés surmontant la nappe aquifère, cette tranche de terrain aéré pouvant servir de protection contre la contamination de la nappe.

L'utilisation d'humidimètres à neutrons a permis de construire graphiquement les coupes des états hydriques du terrain et les évolutions dans le temps du volume du sol mouillé à partir d'un rejet affectant une superficie restreinte. On mesure aussi les gradients d'humidité, les cinétiques d'assèchement, la capacité de rétention du sol et la teneur

./.

CEA-R-3635(1) - RANÇON Daniel

SOIL CONTAMINATION (Part 1) - CHANGES IN THE HUMIDITY OF NON-SATURATED SOILS AFTER REJECT IN A LIMITED SPACE

Summary. - An important feature in radiological safety studies of sites is the knowledge of water movements in the unsaturated layer surmounting aquifer ; this zone of aerated soil can be effective as a protection against aquifer contamination.

Utilizing a neutron-moisture meter, a method was developed permitting to build graphically the hydric states of soil and the moistened volume evolution with time in the particular case of a limited feeding surface. It is also possible to measure moisture gradients, drying kinetics, the retention capacity of soil and the gravific water content

./.

en eau gravifique suspendue en équilibre avec la charge d'eau. L'état hydrique initial influence la vitesse d'infiltration et non la vitesse d'avancement du front d'humectation, on peut donc calculer la quantité d'eau accumulable par le terrain. Après l'arrêt du rejet, le volume de sol mouillé évolue jusqu'à un état d'équilibre limité par le front d'humectation, les redistributions d'humidité s'effectuant seulement au sein de ce volume ; ainsi, en cas de rejet de liquide radioactif, les ions contaminants resteront confinés dans un volume mesurable limité par le front d'humectation.

1969

52 p.

Commissariat à l'Energie Atomique - France

achieved by a given water head.

The initial hydric state has an effect only upon the infiltration rate and neither upon the moistened front position nor upon the volume of moistened soil ; consequently, the storable water amount in soil can be calculated.

When water feeding has been stopped, the volume of moistened soil increases to an equilibrium state restricted by the moistened front and all the other water movements occur exclusively inside this volume. Consequently in case of radioactive waste disposal, the ionic pollution will be confined inside a measurable volume, the moistened front being the maximum limits of this volume.

1969

52 p.

Commissariat à l'Energie Atomique - France

A partir de 1968, les rapports CEA sont classés selon les catégories qui figurent dans le plan de classification ci-dessous et peuvent être obtenus soit en collections complètes, soit en collections partielles d'après ces catégories.

Ceux de nos correspondants qui reçoivent systématiquement nos rapports à titre d'échange, et qui sont intéressés par cette diffusion sélective, sont priés de se reporter à la lettre circulaire CENS/DOC/67/4690 du 20 décembre 1967 que nous leur avons adressée, et qui précise les conditions de diffusion.

A cette occasion nous rappelons que les rapports CEA sont également vendus au numéro par la Direction de la Documentation Française, 31, quai Voltaire, Paris 7^e.

PLAN DE CLASSIFICATION

- | | |
|--|---|
| 1. APPLICATIONS INDUSTRIELLES DES ISOTOPES ET DES RAYONNEMENTS | 8. PHYSIQUE |
| 2. BIOLOGIE ET MEDECINE | 8. 1 Accélérateurs
8. 2 Electricité, électronique, détection des rayonnements
8. 3 Physique des plasmas
8. 4 Physique des états condensés de la matière
8. 5 Physique corpusculaire à haute énergie
8. 6 Physique nucléaire
8. 7 Electronique quantique, lasers |
| 2. 1 Biologie générale
2. 2 Indicateurs nucléaires en biologie
2. 3 Médecine du travail
2. 4 Radiobiologie et Radiagronomie
2. 5 Utilisation des techniques nucléaires en médecine | 9. PHYSIQUE THEORIQUE ET MATHEMATIQUES |
| 3. CHIMIE | 10. PROTECTION ET CONTROLE DES RAYONNEMENTS. TRAITEMENT DES EFFLUENTS |
| 3. 1 Chimie générale
3. 2 Chimie analytique
3. 3 Procédés de séparation
3. 4 Radiochimie | 10. 1 Protection sanitaire
10. 2 Contrôle des rayonnements
10. 3 Traitement des effluents |
| 4. ETUDES DU DOMAINE DE L'ESPACE | 11. SEPARATION DES ISOTOPES |
| 5. GEOPHYSIQUE, GEOLOGIE, MINERALOGIE ET METEOROLOGIE | 12. TECHNIQUES |
| 6. METAUX, CERAMIQUES ET AUTRES MATERIAUX | 12. 1 Mécanique des fluides - Techniques du vide
12. 2 Techniques des températures extrêmes
12. 3 Mécanique et outillage |
| 6. 1 Fabrication, propriétés et structure des matériaux
6. 2 Effets des rayonnements sur les matériaux
6. 3 Corrosion | 13. UTILISATION ET DEVELOPPEMENT DE L'ENERGIE ATOMIQUE |
| 7. NEUTRONIQUE, PHYSIQUE ET TECHNOLOGIE DES REACTEURS | 13. 1 Centres d'études nucléaires, laboratoires et usines
13. 2 Etudes économiques, programmes
13. 3 Divers (documentation, administration, législation, etc...) |
| 7. 1 Neutronique et physique des réacteurs
7. 2 Refroidissement, protection, contrôle et sécurité
7. 3 Matériaux de structure et éléments classiques des réacteurs | |

- Rapport CEA - R - 3635(1) -

Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache
Direction de la Protection et de la Sécurité Radiologiques
Service d'Etudes de Sécurité Radiologique

CONTAMINATION DES SOLS (1^{ère} Partie)

EVOLUTION DE L'HUMIDITE DANS LES SOLS NON SATURES APRES REJETS SUR UNE SURFACE LIMITEE

par

Daniel RANÇON

- FEVRIER 1969 -

Les rapports du COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE sont, à partir du n° 2 200, en vente à la Documentation Française, Secrétariat Général du Gouvernement, Direction de la Documentation, 31, quai Voltaire, PARIS VII^e.

The C.E.A. reports starting with n° 2 200 are available at the Documentation Française, Secrétariat Général du Gouvernement, Direction de la Documentation, 31, quai Voltaire, PARIS VII^e.

TABLE DES MATIERES

I - INTRODUCTION	page 1
II - METHODE DE MESURE ET MODE OPERATOIRE	2
II.1. Méthode neutronique de mesure de l'humidité des sols	2
II.2. Configuration du terrain et dispositif expérimental	2
II.3. Nature du terrain	3
II.4. Désignation des expériences	3
III - EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES	4
III.1. Examen des profils hydriques centraux	4
III.2. Les profils hydriques périphériques	5
IV - REPRESENTATION DE L'ETAT HYDRIQUE DU SOL DANS LE PLAN ET L'ESPACE	6
IV.1 Les volumes hydriques	6
IV.2. L'état hydrique initial (nappe aquifère et frange capillaire)	6
IV.3. Les états hydriques après rejet continu	7
V - EVOLUTION DU VOLUME DE SOL MOUILLE	8
V.1. Représentation du volume de sol mouillé	8
V.2. Evolution du volume de sol mouillé	8
V.3. Symétrie de révolution autour de l'axe C	9
VI - INFLUENCE DE L'ETAT HYDRIQUE INITIAL SUR L'EVOLUTION D'HUMIDITE	10
VI.1. Les états hydriques initiaux	10
VI.2. Vitesses d'avancement du front d'humectation	10
VI.3. Forme du volume de sol mouillé	11
VI.4. Vitesse d'infiltration	11
VI.5. Influence de l'état hydrique initial	12
VI.6. Influence du gradient d'humidité superficiel	13
VII - DIFFUSION DE L'EAU APRES REJET LIMITE	13
VII.1. Evolution du volume de sol mouillé après rejet de 80 cm	13
VII.2. Vitesse de diffusion et gradients d'humidité	14
VII.3. Confinement de l'eau dans le sol	14
VII.4. Rejet de faibles volumes d'eau	15
VIII - ETUDE DE L'ASSECHEMENT	15
VIII.1. Evolution du volume de sol mouillé après l'arrêt du rejet	15
VIII.2. Cinétique de l'assèchement	15
IX - MESURE IN SITU DE LA CAPACITE DE RETENTION DU SOL	18

X - APPLICATIONS A LA SURETE RADIOLOGIQUE	Page 19
X.1. Confinement de la radioactivité	19
X.2. Etude du mécanisme de la recharge de l'aquifère par infiltration depuis la surface du sol	19
X.3. Autres applications	20
XI - CONCLUSION	21

ANNEXE

BIBLIOGRAPHIE

TABLE DES FIGURES

TABLE DES MATIERES

TABLE DES FIGURES

Figure 1	Plan d'implantation des tubages
" 2	Evolution des profils hydriques exp. RC1, tube C
" 3	" " " " tube C+1 m(y)
" 4	" " " " tube C+1,5 m(y)
" 5	" " " " tube C+2 m(y)
" 6	" " " " exp. RC2, tube C
" 7	" " " " tube C+0,5 m
" 8	" " " " tube C+1 m
" 9	Etat hydrique initial (exp. RC1)
" 10	Etat hydrique après 20 jours de rejet
" 11	Etat hydrique après 30 jours de rejet
" 12	Profils d'augmentation d' H_v (RC1) H + 30 j
" 13	Volume de sol mouillé après 5 jours de rejet (Exp. RC1)
" 14	" " " " 10 " " "
" 15	" " " " 20 " " "
" 16	" " " " 30 " " "
" 17	Volume de sol mouillé après 2 et 10 jours de rejet (Exp. RC2)
" 18	" " " " 20 et 30 " " "
" 19	Vitesse d'avancement du front d'humectation
" 20	Front d'humectation pour RC1 et RC2 après 10 j de rejet
" 21	Vitesses d'infiltration
" 22	Volume de sol mouillé 0,25 ; 1,25 et 3,25 j après arrêt de rejet (RD)
" 23	Volume de sol mouillé 9,25 ; 15 et 20 jours après arrêt de rejet (RD)
" 24	Volume de sol mouillé 15 j après l'arrêt des rejets (RC1)
" 25	Evolution des profils d'assèchement (RC1) tube C
" 26	" " " " tube C+1 m(y)
" 27	" " " " tube C+1,5 m(y)
" 28	Cinétiques d'assèchement (RC1)
" 29	Cinétiques lentes d'assèchement (RD)

CONTAMINATION DES SOLS (1^{ère} Partie)
EVOLUTION DE L'HUMIDITE DANS LES SOLS NON SATURES
APRES REJET SUR UNE SURFACE LIMITEE

par

Daniel RANÇON

I. - INTRODUCTION

Un rejet de liquide radioactif à la surface du sol peut entraîner des risques importants de propagation souterraine si la contamination atteint la nappe aquifère. Toutefois la nappe est en général séparée de la surface par une épaisseur de terrains non saturés d'eau. Le niveau statique de la nappe sépare 2 milieux distincts : la zone de saturation et la zone d'aération.

Les mouvements de l'eau dans la zone d'aération et dans l'aquifère obéissent à des lois différentes. En effet dans la zone d'aération les mouvements d'eau sont essentiellement régis par l'action combinée des potentiels de gravité et de capillarité, il n'y a pas de régime permanent et la loi de Darcy généralisée ne peut pas s'appliquer comme dans un milieu saturé [1, 2, 3, 4].

D'autre part, il est possible dans certaines limites de faire une estimation du mouvement des ions en solution dans l'eau dans un milieu saturé; par exemple par analogie avec les lois de la chromatographie on peut calculer le rapport des vitesses respectives de migration de l'eau et des ions [5]; de tels calculs seraient plus complexes dans un milieu non saturé.

Le but de cette étude est de définir le mécanisme de l'infiltration dans un terrain non saturé lorsque la surface arrosée est restreinte, conditions d'un rejet par opposition aux conditions habituelles d'un terrain soumis à la pluie ou à des irrigations sur de larges surfaces.

L'eau ainsi rejetée accidentellement ou volontairement, s'infiltré en profondeur mais aussi diffuse latéralement en humidifiant ainsi un volume de sol déterminé. Grâce à l'emploi d'humidimètres à neutrons il a été possible de mesurer les vitesses d'avancement du front d'humectation, les vitesses de diffusion, d'évaluer le volume de sol mouillé, les variations de la teneur en eau au sein de ce volume et la part entre l'eau gravifique et l'eau capillaire dans l'évolution du phénomène.

C'est en vue de la mesure du mouvement de la radioactivité dans un sol non saturé et de l'évaluation du temps qui s'écoule entre le rejet et la contamination de la nappe qu'a été entreprise cette campagne d'expériences qui doit permettre de mieux connaître le comportement de l'eau rejetée à la surface d'un sol non saturé.

II - METHODE DE MESURE ET MODE OPERATOIRE

II.1. Méthode neutronique de mesure de l'humidité des sols

L'étude entreprise qui a nécessité des mesures répétées dans le temps sur un très grand nombre de points n'a pu être réalisée que grâce à l'emploi d'humidimètres à neutrons. En effet seule la méthode neutronique [6] en hydrologie se substituant aux autres méthodes (gravimétriques, électriques, lysimétriques) permet des mesures rapides, précises, non destructives et répétées points par points.

L'humidimètre à neutrons utilisé a été mis au point par la Section d'électronique appliquée et le Service de Radioagronomie du Commissariat à l'Energie Atomique et commercialisé en 1962 [7]; depuis cette date les études poursuivies par le Service de Radioagronomie ont permis de nombreuses améliorations.

Rappelons que les mesures d'humidité en profondeur sont basées sur le ralentissement des neutrons rapides par les atomes d'hydrogène, les neutrons thermiques étant détectés par un compteur à BF₃. La méthode neutronique exige un étalonnage préalable du sol, le taux de neutrons lents peut en effet varier suivant les proportions entre les atomes autres que l'hydrogène, la densité apparente du sol ou la teneur en eau de constitution de certains minéraux.

L'appareil utilisé est du type HP310, il est équipé d'une source de neutrons rapides en Americium-Beryllium de 10 millicuries; il lui est associé une échelle de comptage portative du type EC310. Les teneurs en eau sont mesurées en humidité volumique ou H_v (cm³ d'eau pour 100 cm³ de sol), on peut passer de l'humidité volumique en l'humidité pondérale (H_p) en connaissant la densité sèche apparente du sol : $H_v = d H_p$.

La sonde est introduite dans des tubes en alliage d'aluminium (AG 3) préalablement implantés; les mesures sont en général faites tous les 10 cm. On peut ainsi tracer graphiquement les profils hydriques donnant H_v en fonction de la profondeur.

II.2. Configuration du terrain et dispositif expérimental

Le terrain d'expérience est situé sur le site du Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache dans un faciès argilo-calcaire appartenant à des sédiments pontiens. Toutes les expériences ont été réalisées sur une superficie inférieure à 50 m² afin d'éviter les variations latérales de faciès.

La plupart des tubages atteignent la profondeur de -340 à -320 cm car ils ont buté sur un conglomérat imperméable qui supporte une zone de terrain saturé d'eau sur une épaisseur de 5 à 10 cm. Ces conglomérats en forme de lentille, fréquents dans les ter-

rains pontiens, ont une extension limitée, aussi une autre série de tubages a-t-elle pu être implantée jusqu'à -480 cm de profondeur.

Les tubages ont été implantés selon le plan représenté figure 1. L'eau est rejetée sur une surface délimitée par une cuvette C afin d'éviter un ruissellement incontrôlé. Cette cuvette a 5 cm de profondeur et une surface moyenne de 6250 cm².

Le tube entouré par la cuvette est appelé tube central ou tube C, les tubes périphériques sont désignés par rapport au tube central par leur distance et leur direction (si l'expérience est effectuée dans plusieurs directions), par exemple tube C+1 m (y).

II.3. Nature du terrain

D'après les analyses minéralogiques le sol est essentiellement constitué de quartz, de calcite, de mica (illite) de chlorite et d'un minéral à feuillets gonflants (montmorillonite).

Des analyses physico-chimiques ont été effectuées sur des échantillons prélevés de 0 à -340 cm tous les 20 cm, afin d'étudier l'homogénéité en profondeur (teneur en CaCO₃ et en eau de constitution et analyses granulométriques).

Les mesures des teneurs en CaCO₃ et en eau de constitution ont été effectuées simultanément par calcination et piégeage du CO₂ et de l'eau sur des pièges appropriés.

La teneur en calcaire est sensiblement constante (40 à 45 %) de 0 à -240 cm, entre -240 et -300 cm elle chute brusquement à 24 % pour remonter ensuite, de -240 cm au fond, aux teneurs de 34 à 37 %.

La teneur en eau de constitution est sensiblement constante tout le long du profil (2,6 à 3,3 % H_v) avec toutefois une diminution à 2,0 % dans la tranche de -240 à -320 cm.

Les analyses granulométriques ont révélé que le sol avait une texture nettement plus sableuse dans la tranche -240, -320 cm. De la surface à -220 cm la granulométrie est homogène.

Ces diverses analyses se recoupent pour montrer que le terrain est homogène à l'exception d'une tranche située entre les cotes -240 et -320 cm dans laquelle la fraction sableuse est nettement plus importante. (Voir en annexe les résultats détaillés de ces analyses).

II.4. Désignation des expériences

Parmi les diverses expériences de rejet continu réalisées nous en avons décrit deux dans le présent exposé. Ces expériences ont été effectuées dans les mêmes conditions (même terrain, même aire de rejet), seul variant l'état hydrique initial du terrain. Dans les deux cas, une charge constante d'eau a été maintenue constante dans la cuvette d'alimentation pendant toute la durée de l'expérience.

Ces deux expériences sont désignées par le sigle RC (rejet continu).
Expérience RC1 : état initial sec, cuvette d'alimentation C1 (fig.1)
Expérience RC2 : état initial humide, cuvette C2 (fig.1)
Les expériences de rejet limité sont désignées par le sigle RD.

III - EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES

Les profils hydriques donnent la valeur de l'humidité volumique d'un terrain en fonction de la profondeur; dans les conditions habituelles d'un terrain naturel soumis à la pluie ou à des irrigations par aspersion de grandes surfaces, les relevés effectués sur un seul tubage doivent suffire à déterminer l'état hydrique de larges surfaces. Dans le cas étudié d'un terrain soumis à un apport d'eau sur une surface restreinte, les profils relevés sur un tube ne donneront les évolutions d'humidité qu'au voisinage de l'axe de ce tube, il sera nécessaire de mesurer les profils dans des tubages proches les uns des autres pour établir dans le plan ou l'espace, l'état hydrique du terrain qui n'est pas uniformément mouillé.

III.1. Examen des profils hydriques centraux

Ils sont mesurés sur le tubage central (C) entouré par la cuvette délimitant la surface noyée pendant toute la durée de l'expérience. Les profils sont relevés en fonction du temps sur un même graphique appelé graphique d'évolution des profils hydriques.

Ils sont représentés sur la figure 2 pour l'expérience RC1 et sur la figure 6 pour RC2.

L'examen de ces graphiques d'évolution des profils hydriques révèle que chaque profil au temps t possède une branche subverticale superposée à celle du profil précédent, à partir d'une certaine profondeur ces branches s'incurvent vers l'horizontale et chaque portion de courbe évolue dès lors parallèlement à la précédente.

La position des branches subverticales mesurée en abscisse exprime l'évolution de l'humidité vers un taux maximum, les branches subhorizontales permettent des mesures d'avancement du front d'humidité.

Les branches subverticales qui semblent superposées évoluent en fait très lentement dans le temps vers une valeur d'humidité plus grande, ces valeurs de H_v sont comprises entre 30 et 34 % H_v dans l'expérience RC1 et 32 et 37 % H_v dans RC2.

La capacité de rétention mesurée in situ (voir chapitre IX) a pour valeur 28 à 50 % H_v selon la profondeur. On voit donc qu'en cas d'irrigation forcée il s'établit une humidification supérieure à la capacité de rétention du sol, autrement dit il se forme un compartiment d'eau gravifique suspendue : on dit que le sol est détrempe. Ce compartiment d'eau gravifique est en équilibre métastable avec l'eau en charge à la surface; en effet un arrêt momentané de l'alimentation et un assèchement de la cuvette provoquent

instantanément et simultanément un retrait de la branche verticale. Par exemple le profil à 16 jours (fig.2) a subi un retrait de 3 % H_v à la suite d'un arrêt accidentel de quelques heures de l'alimentation; pour la même cause le profil à 10 jours dans l'expérience RC2 (fig.6) a subi un retrait analogue.

Quand il y a un déficit de l'alimentation par rapport à l'infiltration c'est-à-dire quand la cuvette n'est pas maintenue noyée ou quand l'infiltration est ralentie par diverses causes, telles que le gel ou un tassement superficiel, le sol ne se détrempe pas et les branches verticales s'établissent autour de la capacité de rétention. Ceci a été vérifié lors d'une expérience de rejet continu sur le même type de terrain qui avait été tassé en surface après un nivellement par engins de terrassement; la branche subverticale s'était stabilisée autour de 28 % H_v , alors que l'avancement du front d'humidité était plus lent.

Lorsque l'eau rejetée a assuré la capacité de rétention d'une tranche de sol, elle poursuit sa progression vers le bas. Les profils évoluent alors en profondeur selon des branches sensiblement parallèles appelées front d'humidité. Durant les premiers jours de l'expérience les fronts d'humidité sont sensiblement horizontaux, compte-tenu de la sphère d'influence du nuage neutronique; il y a une séparation nette entre le sol mouillé et le sol initial avec un gradient d'humidité très élevé à la surface de séparation. La pente du front d'humidité augmente après quelques jours mais le gradient reste très élevé.

Ces branches subhorizontales peuvent permettre une mesure approchée de la vitesse d'avancement du front d'humidité, on a toutefois préféré pour ce genre de mesure opérer à partir des volumes hydriques.

III.2. Les profils hydriques périphériques

Les profils hydriques périphériques permettent d'étudier les évolutions d'humidité en profondeur à des distances variant de 0,5 à 3 m du tube central et de la surface noyée (fig.1).

On a représenté sur les figures 3, 4 et 5 les graphiques d'évolution d'humidité lors de l'expérience RC1 dans le plan (y) sur les tubages C+1 m(y), C+1,5 m(y) et C+2 m(y) et dans les figures 7 et 8 les graphiques C+0,5 m et C+1 m lors de l'expérience RC2.

Sur le tube C+0,5 m (fig.7) les profils évoluent de façon analogue aux profils centraux (fig.6) bien que l'abscisse des branches subverticales soit plus faible (29 à 30 % H_v). Le tubage C+0,5 m implanté au bord de la cuvette est encore sous l'influence directe de la zone noyée et le compartiment d'eau gravifique est maintenu en équilibre.

A partir de 1 m du tube C, l'évolution des profils est différente, l'apport d'eau par diffusion n'est pas suffisant pour assurer la capacité de rétention du sol, il n'y a plus superposition de profils vers une valeur maximale, chaque profil évolue de façon sensiblement parallèle au profil précédent, d'autre part les gradients d'humidité sont

plus faibles que sur les profils C.

A 2 m du tube central (fig.5) le profil est resté inchangé pendant plus de 20 jours, il a fallu 25 jours pour que l'eau de diffusion atteigne entre -100 et -200 cm de profondeur le tube C+2 m. Au delà de 2 m du tube C, il n'y a pas eu apport d'eau extérieure après 30 jours de rejet. Pendant l'expérience RC1 ces profils sont restés constants pendant toute la durée du rejet, lors de l'expérience RC2 ils ont subi un léger retrait par assèchement.

IV - REPRESENTATION DE L'ETAT HYDRIQUE DU SOL DANS LE PLAN ET L'ESPACE

IV.1. Les volumes hydriques

Il serait possible pour représenter l'état hydrique du terrain au temps t de tracer sur un même graphique les profils hydriques relevés sur les divers tubages au temps t, mais ce procédé est difficile à interpréter aussi a-t-on préféré la méthode des "courbes d'égale humidité".

Sur un graphique on représente donc dans le plan vertical, l'implantation des tubages à la même échelle en profondeur et en espacement. Sur chacun des axes représentant un tubage on porte les valeurs de l' H_v repérée sur le profil hydrique correspondant à une profondeur donnée, ces valeurs sont portées de 2 en 2 % H_v . Les points d'égale H_v sur chaque tubage sont ensuite joints en formant les "courbes d'égale humidité volumique" ou "d'égale H_v ". On obtient ainsi dans le plan des tubages une figuration en coupe de l'état hydrique du terrain.

Cette représentation peut être réalisée dans chacun des demi-plans formés par le tube C et une rangée de tubages périphériques; on peut aussi obtenir une figuration dans l'espace en représentant l'état hydrique dans deux ou plusieurs demi-plans concourants selon l'axe C.

Des exemples d'états hydriques sont représentés sur les figures 9, 10 et 11; ils ont été établis lors de l'expérience RC1 et construits dans les demi-plans (y) et (z) rabattus dans le plan de la feuille.

La figure 9 représente l'état hydrique du terrain dans les conditions naturelles avant le rejet (état estival très sec). Les figures 10 et 11 représentent la même coupe, 20 et 30 jours après rejet continu. La surface (C) étant noyée. Le même procédé a pu être appliqué pour le troisième demi-plan (x).

IV.2. L'état hydrique initial (nappe aquifère et frange capillaire)

La figure 9 montre que la méthode décrite donne une bonne représentation de l'état hydrique d'un terrain. On voit en effet dans le cas représenté, que le sol est très sec

avec une humidité presque constante entre -50 et -300 cm de profondeur, avec un faible gradient d'humidité superficielle.

D'autre part, on obtient une bonne figuration de la nappe aquifère supportée par le conglomérat imperméable ainsi que de sa frange capillaire. Bien que cette nappe soit limitée en épaisseur et en surface elle détermine néanmoins une tranche de sol saturé de quelques cm d'épaisseur dans laquelle la teneur en eau est comprise entre 42 et 44 % H_v . La figuration de la frange capillaire surmontant la nappe permet de mesurer son gradient d'humidité :

Valeur du gradient entre saturation et 30 % H_v : $1,25 \% H_v \cdot \text{cm}^{-1}$

Valeur du gradient entre 30 % et 20 % H_v : $0,5 \% H_v \cdot \text{cm}^{-1}$

IV.3. Les états hydriques après rejet continu

Les états hydriques peuvent être construits aux diverses époques du rejet; nous avons choisi comme exemple les coupes d'état hydrique après 20 et 30 jours de rejets continus (fig.10 et 11). Elles mettent en évidence l'importance et la localisation du compartiment de sol détrempe déjà relevées par l'examen des profils hydriques. Ce compartiment se localise sous la cuvette avec une forme sensiblement cylindrique par symétrie de révolution (voir chap.V); la teneur en humidité y est presque constante entre 30 et 34 % H_v ; au-delà de ces limites l'humidité décroît rapidement.

En examinant la figure 11 par exemple on constate qu'après 30 jours de rejet continu il existe une colonne de sol détrempe de 240 cm de profondeur sur 200 cm de diamètre dans laquelle la teneur en H_v est sensiblement constante; au-delà de ces limites l' H_v décroît rapidement latéralement de 30 à 10 % H_v en 100 cm.

Il faut noter que le sol détrempe n'est pas saturé, le sol n'est saturé d'eau qu'immédiatement sous la cuvette entre la surface et -30 cm où la teneur en eau est comprise entre 42 et 44 % H_v .

V. - EVOLUTION DU VOLUME DE SOL MOUILLE

V.1. Représentation du volume de sol mouillé

Les états hydriques dont nous avons tracé les coupes dans le chapitre précédent donnent une bonne représentation de la teneur en humidité en différents points du terrain et à diverses époques, toutefois pour l'étude de l'évolution de l'eau rejetée leur interprétation est compliquée par la superposition de l'état initial.

Aussi avons nous établi des coupes de terrain ne rendant compte que de l'évolution de l'eau rejetée et permettant ainsi une figuration du volume de sol mouillé.

On construit d'abord les profils d'augmentation d'humidité en retranchant à chaque valeur d' H_v au temps t la valeur correspondante H_{v0} du profil initial avant rejet. Le profil d'augmentation d'humidité représente la variation de $dH_v = H_v - H_{v0}$ en fonction de la profondeur. Des exemples de profils d'augmentation d' H_v sont représentés sur la figure 12.

On opère alors comme pour le tracé des coupes de volumes hydriques, graphiquement sur chacun des axes représentant un tubage on porte la valeur d'une augmentation d' H_v à une profondeur repérée sur le profil d'augmentation d' H_v . ces valeurs sont portées de 2 en 2 %. Les points d'égale valeur sont ensuite joints pour donner les "courbes d'égale augmentation d' H_v ". On obtient ainsi une figuration en coupe du volume de sol mouillé au temps t qui ne rend compte que de l'évolution de l'eau apportée.

V.2. Evolution du volume de sol mouillé

La représentation de coupes successives permet de rendre compte de l'évolution dans le temps du volume de sol mouillé.

Lors de l'expérience RC1, les mesures faites dans 3 demi-plans concourants n'ont été représentées que par les coupes des demi-plans (y) et (z) après rabattement. On a représenté les coupes suivantes :

Volume de sol mouillé après	5 jours de rejet (H + 5 j)	figure 13
"	10 " (H + 10 j)	figure 14
"	20 " (H + 20 j)	figure 15
"	30 " (H + 30 j)	figure 16

Les mesures de l'expérience RC2 n'ont été faites que dans un seul demi-plan. On a représenté :

Volume de sol mouillé après	2 et 10 jours de rejet	figure 17
" " " "	20 et 30 jours de rejet	figure 18

V.3. Symétrie de révolution autour de l'axe C

Pour représenter le volume de sol mouillé dans l'expérience RC1, les coupes ont été tracées dans 3 demi-plans concourants en C selon des angles de 120° (fig.1). Sur les coupes représentées sur les figures 13 à 16 on a représenté les plans (y) et (z) rabattus dans le plan de la feuille, on n'a pas représenté les coupes dans le demi-plan (x) dont les courbes sont très voisines de celles établies dans (z).

Ce procédé des 3 demi-plans donne une évaluation précise du volume de sol mouillé mais nécessite un très grand nombre de mesures. Aussi avons-nous voulu vérifier s'il était valable de ne faire les mesures que dans un seul demi-plan et d'évaluer le volume de sol mouillé comme le volume de révolution des courbes d'égale augmentation d' H_v autour de l'axe C.

Nous avons donc mesuré par planimétrie dans chacun des 3 demi-plans l'aire enveloppée par une des courbes d'égale augmentation d' H_v (principalement par la courbe à 2 %). On a aussi déterminé par calcul approché le volume de révolution engendré par ces courbes, la coupe étant découpée en tranches d'épaisseur h , $R_1, R_2 \dots R_n$ étant le rayon de chacune des tranches 1, 2 ... n :

$$V = \pi h (R_1^2 + R_2^2 + \dots R_n^2)$$

Nous donnons à titre d'exemple les valeurs des aires enveloppées par la courbe à 2 % H_v et celle des volumes de révolution dans chacun des demi-plans pour les coupes établies après 5, 10 et 20 jours de rejet (fig.14, 15 et 16).

Tableau 1

Valeur des aires enveloppées dans chaque 1/2 plan en m²

	H+5	H+10	H+20
S(x)	2,6	3,15	
S(y)	2,8	3,30	5,0
S(z)	2,5	3,20	5,0

Les mesures des volumes de révolution engendrés dans chaque demi-plan par la courbe à 2 % donnent l'évaluation du volume total de sol mouillé. On obtient les valeurs suivantes exprimées en m³ :

Tableau 2

Valeur du volume de sol mouillé

	H+5	H+10	H+20
V(x)	9,0	13,8	
V(y)	10,7	14,6	24,9
V(z)	8,6	14,2	24,3

On constate donc que les aires enveloppées et les volumes de révolution sont du même ordre de grandeur. Ceci s'est avéré pour d'autres coupes et peut d'ailleurs se vérifier plus rapidement par superposition des courbes.

On peut donc conclure que dans un terrain homogène de très faible pente, la représentation dans un seul demi-plan des courbes d'égale augmentation d'humidité donnera une évaluation correcte du volume de sol mouillé. Ceci est aussi valable pour représenter les volumes hydriques dans la mesure où l'état initial est homogène.

En conséquence dans les expériences suivantes (RC2 et autres) les mesures n'ont été effectuées que dans un seul demi-plan.

VI - INFLUENCE DE L'ETAT HYDRIQUE INITIAL SUR L'EVOLUTION D'HUMIDITE

VI.1. Les états hydriques initiaux

Parmi les diverses expériences réalisées sur le même terrain nous en avons sélectionné 2 pour lesquelles les états hydriques initiaux sont très différents.

L'expérience RC1 décrite dans les chapitres précédents a été effectuée en période de grande sécheresse et son état initial, très sec, était stabilisé autour de 10 % H_v . On peut le voir sur les profils hydriques initiaux (figures 2 à 5) et sur la coupe de l'état hydrique initial (figure 9).

L'expérience RC2 par contre a été effectuée à partir d'un état hydrique initial de 20 % H_v (figures 7 et 8).

Dans les deux expériences l'humidité initiale croît dans les horizons superficiels de 0 à -60 cm, les profils sont ensuite sensiblement verticaux.

Dans les deux cas une cuvette de 6250 cm² de surface et 5 cm de profondeur a été maintenue noyée par une charge constante d'eau pendant plusieurs semaines.

On a comparé dans ces expériences, l'évolution des vitesses d'avancement du front d'humectation, la forme du volume de sol mouillé et les vitesses d'infiltration.

VI.2. Vitesses d'avancement du front d'humectation

Elles sont obtenues à partir des coupes des volumes de sol mouillé. Les courbes d'égale augmentation d' H_v ayant été tracées de 2 en 2 %, la courbe d'égale augmentation à 2 % H_v est appelée "front d'humectation".

La position de cette courbe à l'intersection de l'axe C aux divers temps de rejet permet de mesurer la vitesse d'avancement du front d'humectation. Notons que les courbes d'égale augmentation à 4 %, 6 % et 8 % H_v toujours située dans la grange capillaire ont donné les mêmes résultats que le front d'humectation.

Les vitesses d'avancement du front d'humectation sont représentées graphiquement sur la figure 19 en portant sur les courbes la cote du front d'humectation sur l'axe C en fonction du temps.

Les courbes correspondant aux expériences RC1 et RC2 sont pratiquement confondues, la vitesse du front d'humectation décroît durant les 4 premiers jours de rejet pour se stabiliser à la valeur constante de 6 cm/jour à partir du 4ème jour.

Par conséquent l'état hydrique initial n'a pas d'influence sensible sur la vitesse d'avancement du front d'humectation.

VI.3. Valeur du volume de sol mouillé

Les volumes de sol mouillé à diverses époques sont représentés sur les figures 13 et 16 pour l'expérience RC1 et sur les figures 17 et 18 pour RC2.

Si l'on compare les volumes de sol mouillé à une époque donnée de chacune des expériences on constate qu'ils sont très semblables.

Considérons par exemple les volumes de sol mouillé après 10 jours de rejet lors des expériences RC1 et RC2 (figures 10 et 17), si on porte les fronts d'humectation sur une même feuille, on constate qu'ils sont superposés (fig.20). Cette superposition existe pour les autres temps de rejet.

On voit donc que l'état hydrique initial n'a pas d'influence sensible sur la valeur du volume de sol mouillé.

VI.4. Vitesse d'infiltration

La cuvette étant maintenue sous charge constante d'eau, on a pu mesurer le volume ou la hauteur d'eau infiltrée par unité de temps, ce qui donne la vitesse d'infiltration.

On a représenté sur la figure 21 ces volumes ou hauteurs d'eau cumulés en fonction du temps.

Pendant les premiers jours des expériences les vitesses d'infiltration sont irrégulières; cela tient à des difficultés expérimentales, car il est assez long et délicat de régler le débit d'alimentation en eau de façon à obtenir un niveau constant dans la cuvette.

Après quelques jours d'essai il a été possible de maintenir un niveau constant dans la cuvette pendant toute la durée de l'expérience (mis à part 2 courtes interruptions accidentelles). La vitesse d'infiltration est restée constante pendant la durée des essais ainsi que le montre l'alignement correct des points sur la figure 21.

Les vitesses d'infiltration dans chaque expérience sont :

expérience RC1	30 cm.j ⁻¹	ou	3,5 10 ⁻⁴ cm.sec ⁻¹	ou	190 l.j ⁻¹
expérience RC2	16 cm.j ⁻¹	ou	1,85 10 ⁻⁴ cm.sec ⁻¹	ou	100 l.j ⁻¹

La vitesse d'infiltration dans l'expérience RC1 (état initial sec à 10 % H_v) est sensiblement le double de celle de RC2 (état initial humide à 20 % H_v). Par exemple après :

- 10 jours de rejet il s'est infiltré 1700 l dans RC1 contre 900 dans RC2
- 20 jours de rejet il s'est infiltré 3600 l dans RC1 contre 2000 dans RC2.

VI.5. Influence de l'état hydrique initial

On vient donc d'établir que la vitesse d'avancement du front d'humectation et la forme du volume de sol mouillé sont sensiblement les mêmes après rejet dans des terrains dont les états initiaux sont très différents. Par contre la vitesse d'infiltration est sensiblement double dans le cas d'un sol dont l'état initial à 10 % H_v contient environ moitié moins d'humidité que l'état initial humide.

Autrement dit, à un instant donné dans un même volume de sol il s'infiltrer une quantité d'eau d'autant plus grande que ce sol est plus sec. Tout se passe comme si l'eau rejetée tendait à occuper les espaces vides ou aérés disponibles dans le sol avant de s'infiltrer plus profondément.

On a vu dans les chapitres précédents qu'après rejet sous charge constante le sol se détrempe et que son humidité volumique tend vers une valeur limite supérieure à la capacité de rétention du sol. Cette valeur limite qui correspond aux branches subverticales des profils hydriques est de 34 % H_v entre 10 et 30 jours de rejet. (Dans l'expérience RC2 elle est de 36 % H_v entre 40 et 45 j).

L'eau rejetée tend à remplir le volume disponible V_d compris entre le volume supérieur limite V₁ = 34 % H_v et la teneur initiale en eau V_i

$$V_d = V_1 - V_i$$

Dans l'expérience RC1 $V_d = 34 - 10 = 24 \% H$

Dans l'expérience RC2 $V_d = 34 - 20 = 14 \% H_v$

L'examen des volumes d'augmentation d'H_v montre en effet que les courbes d'égale augmentation d'H_v ne dépassent pas 24 % H_v et 14 % H_v dans RC1 et RC2. Dans RC2 la valeur de 14 % est dépassée à partir de la profondeur -200 cm, c'est en effet à cette profondeur que l'humidité initiale commençait à baisser.

Après un temps de rejet déterminé le terrain dans l'état RC1 ne pourra accepter que $\frac{14}{24} = 0,58$ fois le volume accepté par le terrain dans l'état RC2 ou inversement.

Expérimentalement le rapport $\frac{V(RC2)}{V(RC1)}$ des volumes infiltrés à un instant donné donne en effet une valeur proche de 0,58 par exemple après 10 j de rejet $\frac{V_{RC2}}{V_{RC1}} = \frac{900}{1700} = 0,53$ on a aussi 0,58 (après 15 j); 0,56 (après 20 j) et 0,56 (après 25 j).

Ainsi à partir du volume d'eau absorbé par un sol dans un état initial donné on peut prévoir le volume d'eau que pourra accepter ce sol dans un état initial différent.

En conclusion on constate que l'eau rejetée tend à occuper un volume vide prédéterminé par l'état hydrique initial du sol et par sa valeur limite d'humidification. Quel que soit l'état hydrique initial les vitesses du front d'humectation et la forme du volume de sol mouillé seront les mêmes, seul changera le volume d'eau infiltré. L'état hydrique initial n'influence que la perméabilité du sol ce qui est logique, on savait déjà qu'un sol sec absorbe plus d'eau qu'un sol humide sur lequel le ruissellement est plus intense.

On a vu au chapitre IV que l'eau se répartit de façon uniforme égale à la teneur limite en eau selon une colonne située sous la cuvette noyée, autour de cette colonne la teneur en eau décroît rapidement, l'eau tend donc à occuper le volume des vides disponibles avant de progresser plus loin.

VI.6. Influence du gradient d'humidité superficiel

Dans les expériences décrites le gradient d'H_v superficiel de l'état initial est celui d'un sol en voie d'assèchement. Il y a en effet gradient positif la teneur en H_v augmentant de 0 à -80 cm avant de se stabiliser à 10 % ou 20 % H_v. Ce gradient superficiel a une répercussion sur la vitesse d'infiltration, en effet les volumes d'eau infiltrés dans l'unité de temps (fig.21) sont plus élevés dans les premiers jours de l'expérience (300 l le premier jour et 500 l le 2ème jour pour RC1), ce qui est logique puisque le volume des vides disponibles est plus grand dans les couches superficielles.

Des essais ont été ensuite réalisés sur le même terrain qui après avoir été fortement humidifié en surface possédait un gradient négatif de 34 % à 20 % H_v entre 0 et -80 cm. Il en est résulté une imperméabilisation relative des couches superficielles et une diminution de la vitesse d'infiltration pendant les premiers jours de l'expérience. Par la suite les divers phénomènes ont évolué sans autres perturbations.

VII - DIFFUSION DE L'EAU APRES REJET LIMITE

Les expériences décrites jusqu'ici ont porté sur des rejets de quantités importantes pendant plusieurs dizaines de jours, les conditions d'humidification étant poussées à l'extrême. Il est apparu nécessaire d'étudier l'évolution de l'eau dans le sol après rejets plus limités et particulièrement la diffusion de l'eau après la fin du rejet.

VII.1. Evolution du volume de sol mouillé après rejet de 800 mm

Dans la cuvette de 6250 cm², 500 l d'eau ont été rejetés, soit une hauteur de 800 mm d'eau infiltrée. Le rejet a duré 22 heures. Les mesures effectuées pendant et après le rejet ont permis de mesurer les évolutions du volume de sol mouillé qui sont représentées sur les figures 22 et 23 de 0 à 20 jours après la fin du rejet.

Il apparaît à l'examen de ces graphiques que le volume de sol mouillé prend dès la fin du rejet une extension voisine du volume maximum qui est atteint 9 jours après la fin du rejet.

VII.2. Vitesse de diffusion et gradients d'humidité

L'évolution verticale du front d'humectation après la fin du rejet est très lente : le front se trouve à la cote -238 cm après 6 heures et à la cote -250 cm après 9 jours, il reste ensuite à cette cote jusqu'au 20ème jour suivant la fin du rejet. Les gradients d'humidité du front d'humidité diminuent, par contre, à mesure que le sol s'assèche.

Latéralement, aussi, le front d'humectation évolue lentement, il atteint le tube périphérique C+1 m seulement 9 jours après la fin du rejet entre les cotes -150 et -180 cm. Sur ce dernier tubage on ne mesure pas d'augmentation supérieure à 2 % H_v .

Il y a ensuite lent retrait des courbes d'égale augmentation d' H_v , diminution des gradients d' H_v , les gradients décroissant régulièrement dès l'arrêt du rejet. (Les gradients sont mesurés entre les courbes à 2 % et 8 % d' H_v).

Les résultats numériques sont indiqués sur le tableau 3.

TABLEAU 3

EVOLUTION DU FRONT ET DU GRADIENT D'HUMECTATION
APRES INFILTRATION DE 800 mm D'EAU

Temps après la fin du rejet (jours)	Front d'humectation (cm)		Gradient d'humectation $dH_v \text{ cm}^{-1}$	
	Vertical (tube C)	Latéral cote -180cm	Vertical (tube C)	Latéral cote -180cm
0,25	-238	c + 75 cm	0,50	0,50
1,25	-248	c + 90 cm	0,25	0,25
3,25	-250	c + 95 cm	0,20	0,20
9,25	-250	c + 105 cm	0,11	0,125
15	-250	c + 100 cm	0,11	0,10
20	-250	c + 85 cm	0,06	0,09

VII.3. Confinement de l'eau dans le sol

Cette expérience montre que le volume d'eau infiltrée reste confiné dans un volume de sol déterminé en l'absence de facteurs perturbateurs tels que la pluie ou le contact avec une zone saturée.

Dans le cas étudié on peut considérer que le volume maximal de sol mouillé correspond à un cylindre axé sur C de 250 cm de profondeur et de 100 cm de rayon.

Ce phénomène est important pour les études des risques de dispersion des ions dans le sol, en effet après un rejet de liquide pollué, la contamination restera confinée dans un volume déterminé de sol, dans la mesure où les ions ne peuvent pas diffuser au-delà du front d'humectation.

VII.4. Rejet de faibles volumes d'eau

Des expériences de rejet sur des quantités beaucoup plus faibles (4 à 20 cm soit 25 à 125 l) versées dans la cuvette ont aussi mis en évidence la présence de limites d'humidification.

Dans aucun de ces cas l'eau ne s'est infiltrée au-delà de -60 cm et n'a atteint le tube C+1 m, la capacité de rétention du sol n'ayant été satisfaite qu'à -20 cm lors du rejet de 20 cm d'eau. La profondeur limite atteinte quelques heures après le rejet n'a pas été dépassée par la suite.

VIII - ETUDE DE L'ASSECHEMENT

VIII.1. Evolution du volume de sol mouillé après l'arrêt du rejet

Nous avons vu dans le chapitre précédent comment évoluait le volume de sol mouillé après un rejet limité. Lors de l'expérience RC1 après les 30 jours de rejet les mesures poursuivies pendant 31 jours supplémentaires ont permis de constater que l'eau continuait à diffuser latéralement jusqu'à une distance limite atteinte 15 jours après la fin du rejet (fig.24) tandis que les gradients d' H_v décroissaient et que la teneur en humidité tendait à s'uniformiser.

VIII.2. Cinétique de l'assèchement

Les évolutions des profils hydriques en voie d'assèchement ont été mesurées lors de l'expérience RC2 pendant les 31 jours qui ont suivi la fin du rejet dans les différents tubages des 3 demi-plans, les graphiques d'évolution des profils hydriques en voie d'assèchement pour les tubages C, C+1 m(y) et C+1,5 m(y) sont représentés sur les figures 25, 26 et 27.

Sur le tubage C qui avait été détrempe pendant 30 jours, l'humidité au moment de l'arrêt des rejets se situait autour de 34 % H_v , valeur supérieure à la capacité de rétention. Le graphique d'assèchement des profils hydriques (fig.25) montre que les profils décroissent très rapidement le premier jour, l'assèchement devenant ensuite de plus en plus lent. On retrouve le phénomène de l'intervention des forces de gravité dans le

départ rapide de l'eau gravifique et des forces capillaires dans l'évolution beaucoup plus lente de l'eau de rétention. Cette superposition d'une cinétique rapide et d'une cinétique lente ne s'observe que sur le tube C qui sous l'influence de la charge constante d'eau avait acquis un compartiment d'eau gravifique en équilibre avec cette charge. Sur les profils à 1 m et 1,5 m de C indirectement sous l'influence de la charge d'eau, on n'observe que la cinétique lente.

Les courbes cinétiques $H_v = f(t)$ peuvent être tracées pour divers horizons à partir des profils expérimentaux. Ces courbes ont été tracées en coordonnées semi-logarithmiques :

sur la figure 28 pour l'expérience RC1 profil C à la cote -100 cm

29 pour l'expérience RD profil C aux cotes -100, -150 et -200 cm

Ces courbes étant tracées en coordonnées semi-logarithmiques on constate qu'au bout de 2 jours les points sont alignés ce qui prouve la décroissance exponentielle de la teneur en eau lors de la cinétique lente, donc :

$H_v = H_2 e^{-\lambda_2 t}$ équation de la cinétique lente où H_2 est la teneur en eau à l'origine de la cinétique lente et λ_2 la constante d'assèchement.

On obtient une représentation de la cinétique rapide (fig.28) en prolongeant la droite de cinétique lente jusqu'à l'origine et en portant graphiquement les écarts avec la courbe initiale. On obtient une droite démontrant la décroissance exponentielle de l'eau de gravité.

Equation de la cinétique rapide : $H_v = H_1 e^{-\lambda_1 t}$

où H_1 représente la teneur maximale en eau de gravité et λ_1 la constante d'assèchement.

$$H_1 + H_2 = H_v \text{ initiale à l'arrêt du rejet}$$

Sur la figure 28 $H_1 + H_2 = 34,5 \% H_v$ et d'après la figure 25 à la cote -100 cm à la fin du rejet $H_v = 34,6 \%$.

λ_1 et λ_2 étant les constantes d'assèchement, on peut définir pour chaque cinétique les périodes d'assèchement T_1 et T_2 comme le temps nécessaire pour que la quantité d'eau diminue de moitié

$$\text{soit } \frac{H_v}{H} = e^{-\lambda T} = \frac{1}{2} \quad \text{et} \quad T = \frac{0,693}{\lambda}$$

La valeur de la période se détermine graphiquement (voir tableau).

Dans le cas des profils C (fig.28) on a $T_1 = 0,6$ jour

$$T_2 = 63 \text{ jours}$$

Ce qui donne comme équations de décroissance

$$H_v = 29 e^{-0,01 t} \quad \text{pour la cinétique lente}$$

$$H_v = 4,6 e^{-1,15 t} \quad \text{pour la cinétique rapide}$$

Sur la figure 28 ont été représentées les cinétiques relevées sur les profils C, C+1 m et C+1,5 m. La juxtaposition des cinétiques rapide et lente n'est effective que sur l'axe C en effet on a vu qu'à partir de 1 m de l'axe de la cuvette l'apport d'eau n'était pas suffisant pour maintenir l'eau gravifique, par conséquent seule subsiste la

cinétique lente d'assèchement. Ces cinétiques lentes sont représentées par des exponentielles de périodes voisines (63,60 et 60 j) et décalées en ordonnées. Les vitesses d'assèchement sont sensiblement les mêmes quel que soit l'état initial d'humidité.

Les cinétiques d'assèchement ont été mesurées lors de l'expérience RD après rejet de 80 cm (chap. VII). Les courbes de cinétique lente établies à différentes profondeurs sont représentées sur la figure 29. La période de la cinétique rapide établie sur C est $T_1 = 0,5$ jour.

Les valeurs de la période T_2 de la cinétique lente sur les divers axes et à des profondeurs variées sont exprimées sur le tableau 4.

TABLEAU 4

VALEURS DE LA PERIODE T_2 EN JOURS

		Prof. (cm)	-20	-50	-100	-150	-200
Axe							
Exp. RC1	C		15	32	63	66	60
	C+1 m		21	34	60	60	50
	C+1,5 m			37	60	60	47
Exp. RD	C		18	56	64	63	63
	C+0,5 m		22	48	54	63	

On remarque que de -100 à -200 cm de profondeur, les valeurs des périodes de cinétique lente sont du même ordre (entre 60 et 66 j).

Par contre entre la surface et -50 cm elles sont plus courtes, la cinétique est donc moins lente, cet horizon superficiel est en effet sensible à l'évaporation, il correspond sur les profils et volumes hydriques à la zone superficielle à gradient d'humidité.

IX - MESURE IN SITU DE LA CAPACITE DE RETENTION DU SOL

L'importante notion de capacité de rétention comporte plusieurs définitions similaires.

D'après H. SCHOELLER [1] la capacité de rétention est le volume d'eau de rétention que peuvent contenir 100 volumes de roches soumises à égouttement lent sous l'effet de la pesanteur seule. D'après G. CASTANY [2], c'est le rapport du volume d'eau retenu par la roche, après départ de l'eau gravifique, au volume total de la roche. C'est aussi d'après A. DEMOLON [3] et P. DUCHAUFOR [4], la quantité maximale d'eau capillaire retenue par le sol quand le drainage est assuré librement.

Nous adopterons ici la définition proposée par J. MARCESSE [8] qui identifie la capacité de rétention au taux d'humidité volumique à l'origine de la cinétique lente, c'est-à-dire à l'ordonnée à l'origine de la droite de la cinétique lente.

Cette définition de la capacité de rétention, qui permet sa mesure in situ par la méthode neutronique, correspond bien à celle qui est généralement admise : après le départ de l'eau gravifique c'est la teneur maximale d'humidité n'entraînant qu'un mouvement lent d'infiltration.

Nous avons pu ainsi mesurer la capacité de rétention à différentes profondeurs (figures 28 et 29). Cette mesure n'est évidemment possible que si le sol est suffisamment mouillé pour comporter de l'eau gravifique, il faut qu'il y ait superposition des 2 cinétiques. Cela ne se produit que sur les profils C axés sur la cuvette noyée, les profils périphériques à partir de 1 m de C ne comportant que de l'eau de rétention, l'ordonnée à l'origine de leur droite de cinétique est inférieure à la capacité de rétention.

Les valeurs de la capacité de rétention ont été mesurées lors des expériences RC1 et RD (figures 28 et 29), à différentes profondeurs; elles sont exprimées sur le tableau 5.

TALBEAU 5

VALEURS DE LA CAPACITE DE RETENTION DU SOL
A DIFFERENTES PROFONDEURS (en % H_v)

Profondeur cm	-50	-100	-150	-200
Exp. RC1	27	29	29	30
Exp. RD	28	28	29	29

Ces valeurs sont très voisines les unes des autres, ceci est une preuve supplémentaire de l'homogénéité du sol entre la surface et -200 cm de profondeur.

X - APPLICATIONS A LA SURETE RADIOLOGIQUE

X.1. Confinement de la radioactivité

Nous avons vu que pendant des rejets continus ou limités, l'eau mouille un volume de sol déterminé qui augmente en fonction du temps de rejet; à partir du moment où il n'y a plus apport en surface l'eau diffuse encore un certain temps jusqu'à humidifier un volume bien délimité par le front d'humectation. Au-delà de cette limite, il n'y a plus mouvement de l'eau et les redistributions d'humidité s'effectuent seulement au sein du volume de sol mouillé.

Il est logique de penser, par conséquent, qu'en cas de rejet de liquide radioactif, les ions contaminants resteront confinés dans le volume de sol dont le front d'humectation constitue l'enveloppe maximale. Cette hypothèse semble être parfaitement fondée dans le cas où le sol est initialement sec; il y aurait lieu néanmoins de la vérifier dans le cas où l'humidité initiale du sol varie de la valeur zéro à celle de la capacité de rétention, cas où des phénomènes de diffusion pourraient jouer :

- En l'absence de rétention des ions par les minéraux et les colloïdes du sol - cas du tritium sous forme d'eau, d'anions ou de complexes anioniques et cas théorique d'une capacité d'échange d'ions nulle - les radiocontaminants se déplacent à la même vitesse que l'eau et l'hypothèse précédente doit être examinée avec un soin tout particulier.
- Lorsqu'il y a rétention des ions, leur vitesse de déplacement dans le sol est inférieure à celle de l'eau et l'enveloppe volumique des ions est intérieure au front d'humectation. Assez fréquemment, dans le cas des radioisotopes les plus dangereux (⁹⁰Sr, ²³⁹Pu, ¹³⁷Cs), le volume contaminé sera très inférieur au volume mouillé et les phénomènes de diffusion en l'absence de mouvement d'eau liquide ne devraient pas être préoccupants.

X.2. Etude du mécanisme de la recharge de l'aquifère par infiltration depuis la surface du sol

La zone saturée observée lors de l'expérience RC1 est certes peu représentative d'une nappe aquifère, étant donné sa faible extension; cette circonstance a toutefois permis de montrer qu'il est possible de représenter des coupes de l'état hydrique d'un terrain comportant la localisation des nappes et des franges capillaires. Il a aussi été possible d'observer l'alimentation de cette zone saturée par les eaux de rejet (fig. 9, 10 et 11). Ainsi, rien n'empêche d'appliquer une telle méthodologie à l'étude de la recharge par infiltration depuis la surface de nappes aquifères de plus grande importance. Il serait ainsi possible d'évaluer les risques de pollution des nappes phréatiques, ressources d'eau douce, en cas de pollution accidentelle du sol de surface. On disposerait également d'un moyen de contrôle in situ de la migration de cette pollution vers la nappe.

X.3. Autres applications

Outre la contribution apportée à l'hydrologie générale, les connaissances acquises doivent permettre d'autres applications.

- Exploration des hétérogénéités en profondeur. Nous avons vu que la régularité des évolutions des courbes d'égale H_v et la constance des capacités de rétention était un indice de l'homogénéité du sol en profondeur corroboré par les analyses physico-chimiques. D'autre part, ces analyses ont révélé entre -240 et -300 cm une couche de texture plus sableuse et de propriétés différentes; l'examen des volumes hydriques révèle une distorsion des courbes d'égale H_v au-dessous de -240 cm et un étalement de l'eau aux environs des cotes -200 à -220 cm; ceci s'explique par des différences de porosité créant des variations dans les tensions capillaires. Ce phénomène (passage d'un milieu poreux à un milieu plus poreux) a été vérifié sur modèles réduits.
- Contrôle des stockages. Il est prévu en France de stocker les déchets solides radioactifs par enfouissement direct dans des tranchées. En implantant un dispositif de tubages d'accès de sondes à neutrons, il sera possible de mesurer les mouvements des eaux d'infiltration et de contrôler ainsi l'éventualité d'un léchage des déchets; cela permettra aussi de connaître les modifications à apporter à ce mode de stockage pour en améliorer l'efficacité.

XI - CONCLUSION

Les expériences décrites ont donc permis la mise au point de méthodes de mesure et la description de phénomènes relatifs au comportement des eaux infiltrées sous certaines conditions dans les milieux non saturés.

Les méthodes de mesure mises au point permettront d'évaluer et de figurer graphiquement en coupe les états hydriques d'un terrain et les évolutions du volume de sol mouillé; il est possible de plus de construire à partir de ces coupes les concentrations d'eau en différents points sous forme de courbes d'égale augmentation d'humidité et, par conséquent, les gradients d'humidité dans un espace déterminé. D'autre part, étant donné la bonne symétrie des mesures effectuées dans différents plans, les évaluations des volumes peuvent se faire plus rapidement à partir des mesures réalisées dans un seul demi-plan.

L'application de ces méthodes de travail a permis d'analyser divers phénomènes sur la dynamique des écoulements en milieu non saturé. A partir des mesures de la capacité de rétention du sol et des cinétiques d'assèchement, il est possible de déterminer la quantité d'eau gravifique accumulée dans un profil sous l'effet d'une charge appliquée.

D'autre part, l'état hydrique initial du terrain n'a d'influence sensible que sur la vitesse d'infiltration; les autres paramètres : vitesse d'avancement du front d'humectation et volume de sol mouillé ne variant pas, il en résulte que la quantité d'eau accumulable par un volume de terrain donné peut être calculée. Il est également possible d'évaluer la redistribution et le confinement de l'eau dans ce volume après arrêt de l'apport.

Ces expérimentations sur les mouvements de l'eau doivent être poursuivies par des études sur la diffusion des ions dans des milieux diversement humidifiés en-dessous de la capacité de rétention et le rapport des vitesses d'avancement du front d'humidité et du front d'activité pour apprécier, avec plus de précision, les limites de la contamination.

Connaissant les volumes d'humidification, il est possible sous certaines réserves de délimiter l'extention maximale de la contamination du sol. Les expériences mettant en oeuvre des traceurs radioactifs doivent permettre de vérifier la réalité du confinement de la radioactivité, de prévoir et de contrôler avec plus de certitudes les risques de pollution des sols et d'extention de la contamination dans les terrains compris entre la surface et la nappe phréatique.

ANNEXE

TENEUR EN CALCAIRE ET EN EAU DE CONSTITUTION
ANALYSE GRANULOMETRIQUE
ECHANTILLONS DE SOLS PRELEVES DE 0 à -340 cm

Profondeur de prélèvement (cm)	20	50	70	100	130	150	180	210	260	300	340
Teneur en calcaire (%)	36	41	40	45	45	44,5	45	45	24	35	37
Teneur en eau de constitution (% H _v)	2,6	2,6	3,2	3,3	3,0	3,1	2,6	2,6	2,0	2,0	2,7
Granulométrie	Sable grossier 0,2 mm	11	10	8	5	7	11	9	15	17	11
	Sable fin 0,05mm	30	28	15	22	17	25	21	29	41	35
	Limon grossier 0,02mm	40	39	47	40	47	29	46	31	23	15
	Limon fin 0,002 mm	13	15	18	21	20	20	17	18	12	11
	Argiles	5	6	11	12	10	13	5	6	4	2

BIBLIOGRAPHIE

- [1] H. SCHOELLER Les eaux souterraines - Masson 1962
- [2] G. CASTANY Traité pratique des eaux souterraines - Dunod 1963
- [3] A. DEMOLON Dynamique du sol - Dunod 1960
- [4] P. DUCHAUFOUR Précis de pédologie - Masson 1965
- [5] W.J. KAUFMAN; R.G. ORCUTT; G. KLEIN
Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California.
Progress Report n°1 : Underground movement of radioactive wastes.
Progress Report n°2 : The movement of radiostrontium through
natural porous media.
- [6] P. COUCHAT La méthode neutronique de mesure de l'humidité des sols -
Rapport CEA R 3298 - 1967
- [7] C. ANDRIEUX; L. BUSCARLET; J. GUITTON; P. MERITE
Mesure en profondeur de la teneur en eau des sols par ralentissement
des neutrons rapides. Radioisotopes in soil plant nutrition studies.
International Atomic Energy Agency, Vienna 1962
- [8] J. MARCESSE Détermination in situ de la capacité de rétention d'un sol au moyen
de l'humidimètre à neutrons.
Isotopes and radiation techniques in soil physics and irrigation
studies.
International Atomic Energy Agency, Vienna 1967.

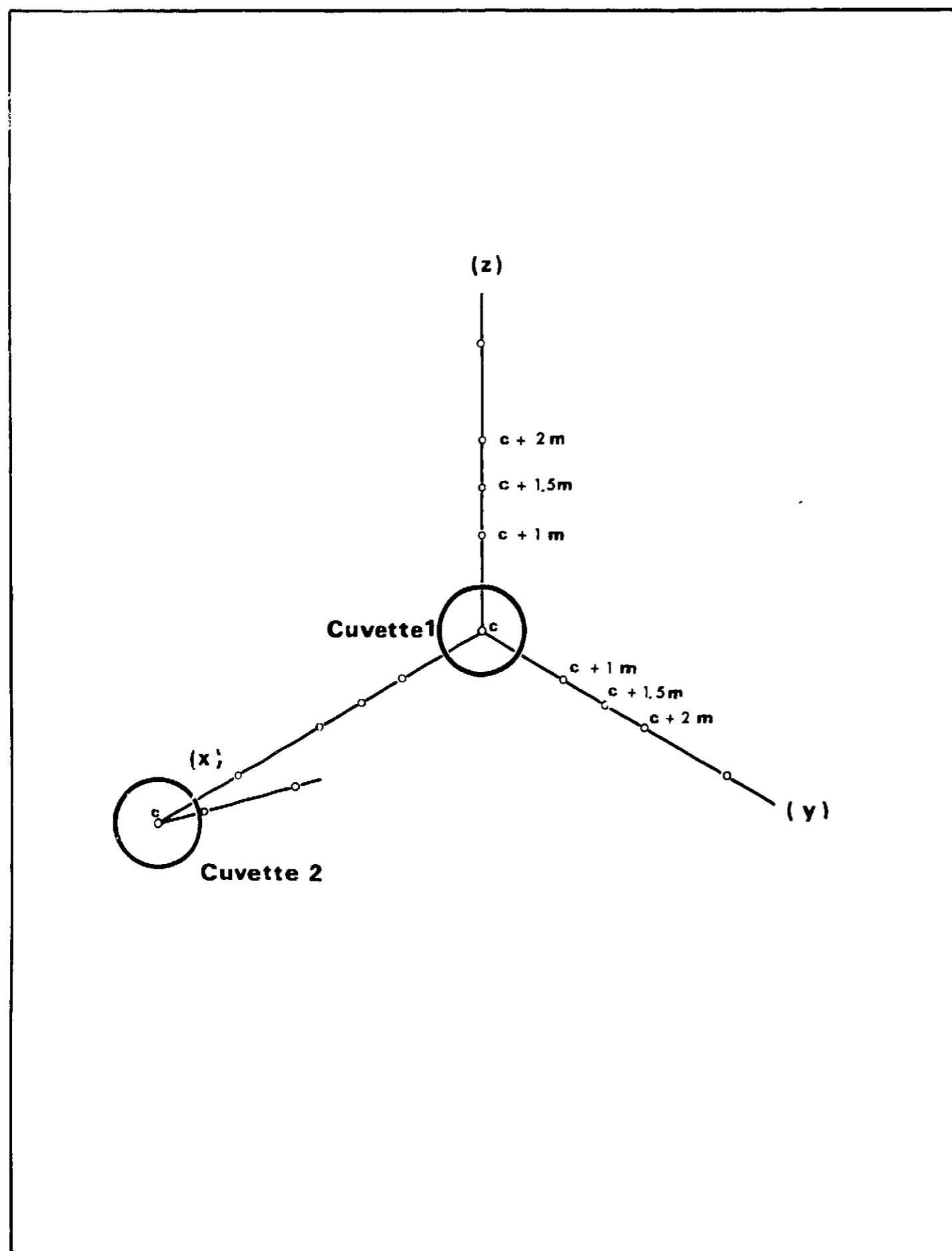


FIG. 1 PLAN D'IMPLANTATION DES TUBAGES

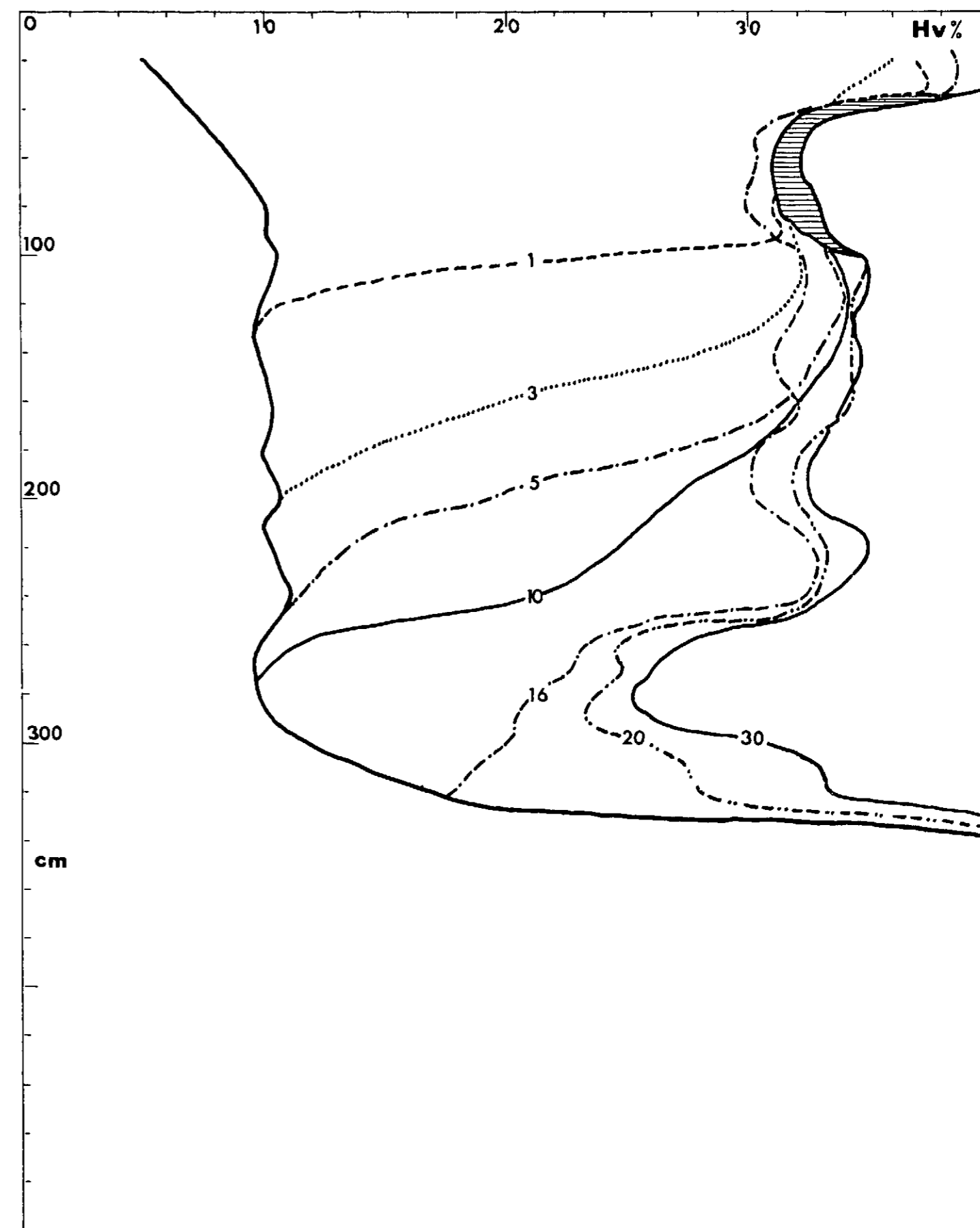


FIG. 2 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES (jours)
Exp RC 1 - tube C

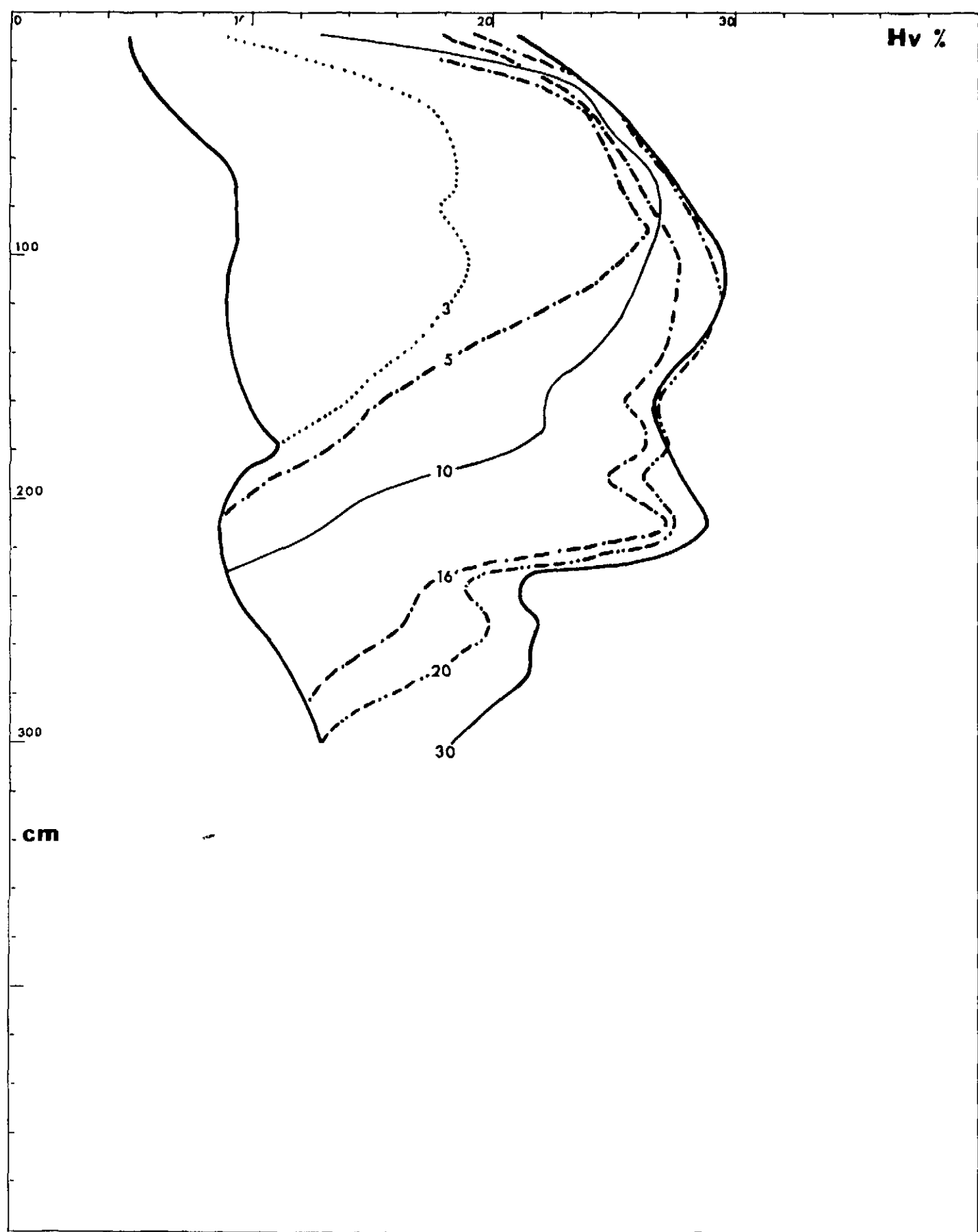


FIG. 3 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES (jours)
Exp RC 1 - Tube C + 1m (y)

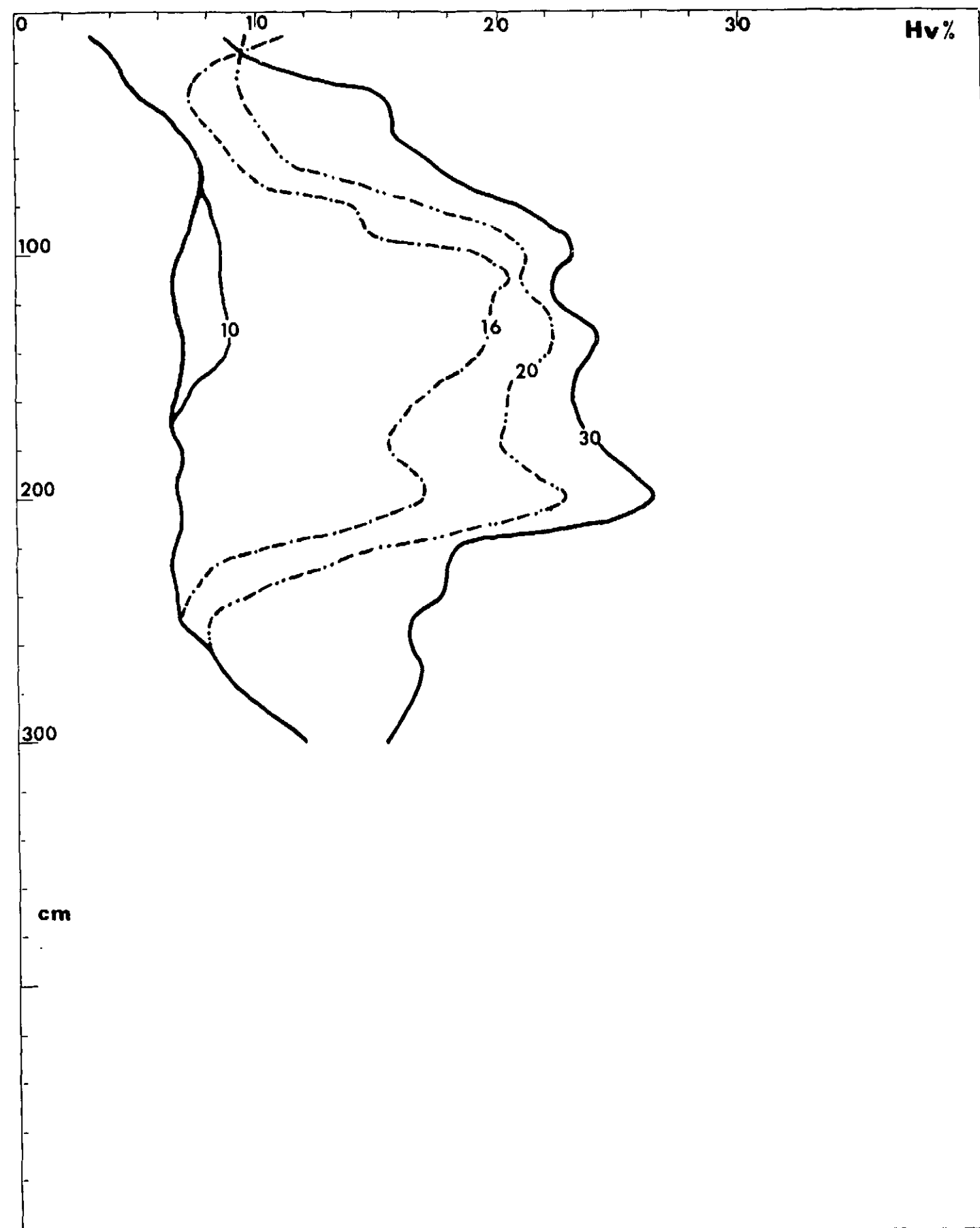


FIG. 4 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES (jours)
Exp RC 1 - C + 1,5m (y)

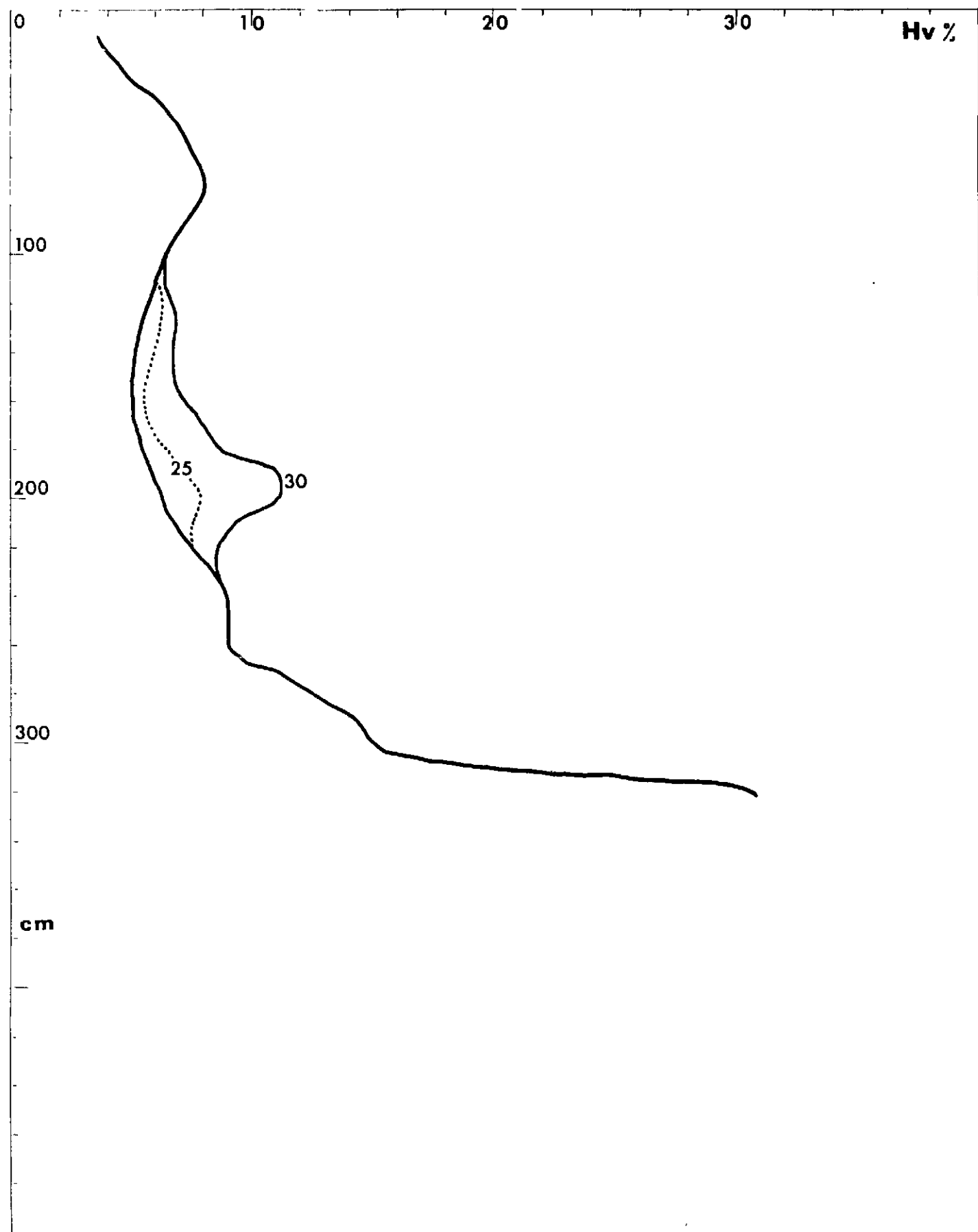


FIG. 5 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES
Exp RC 1 - Tube C + 2 m (y)

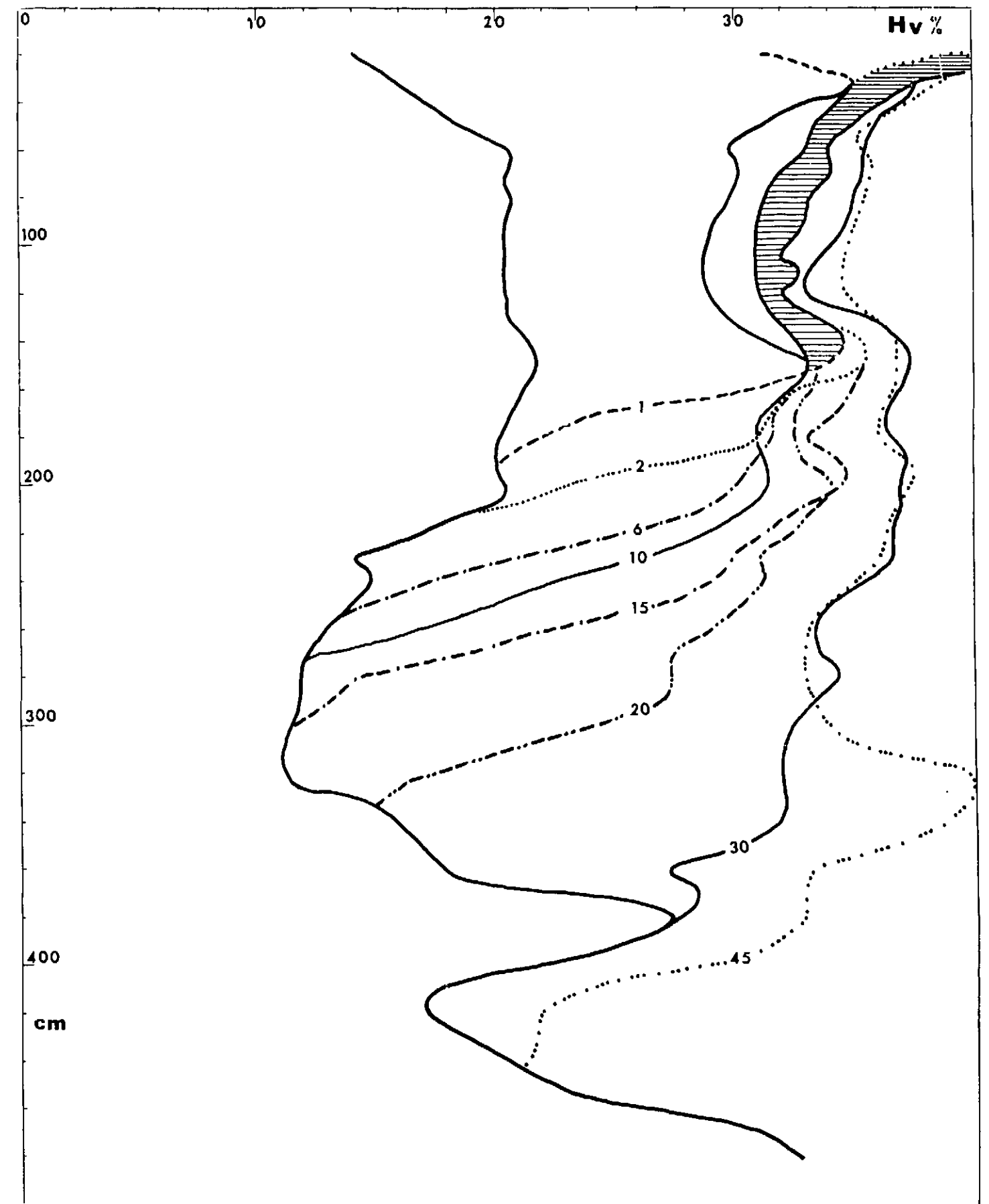


FIG. 6 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES
Exp RC 2 - Tube C

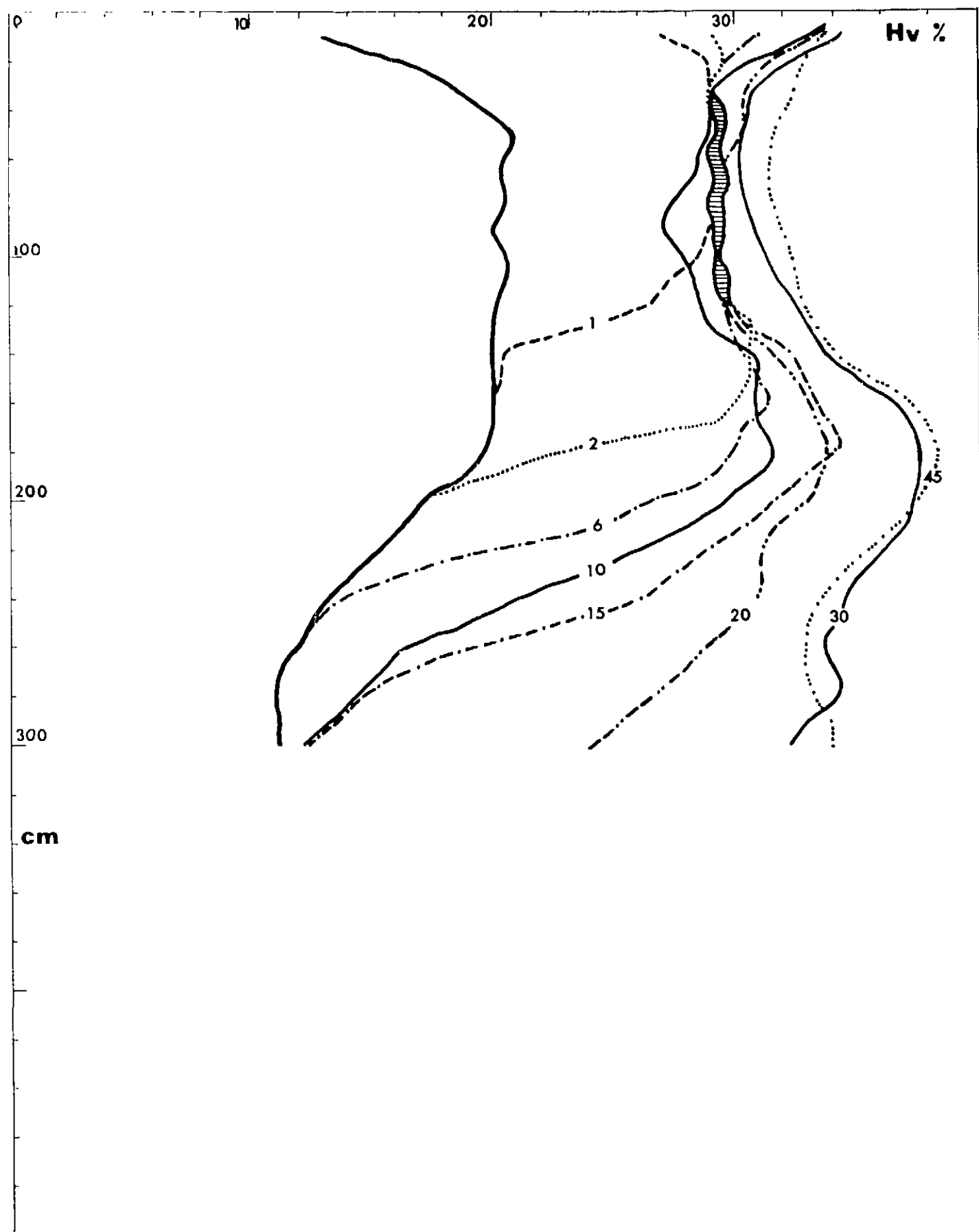


FIG. 7 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES (jours)
Exp RC 2 - Tube C + 0,5 m

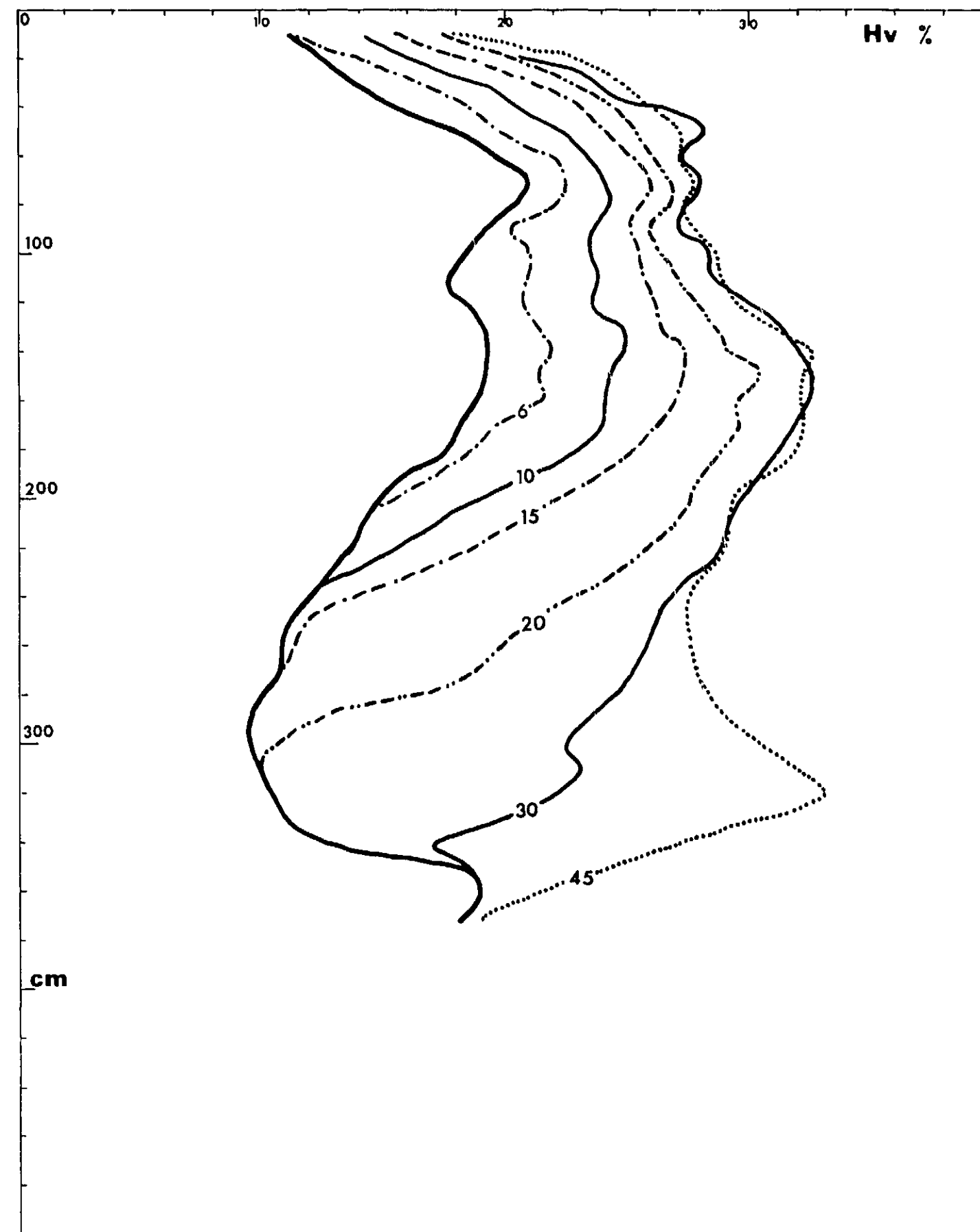


FIG. 8 EVOLUTION DES PROFILS HYDRIQUES (jours)
Exp RC 2 - Tube C + 1 m

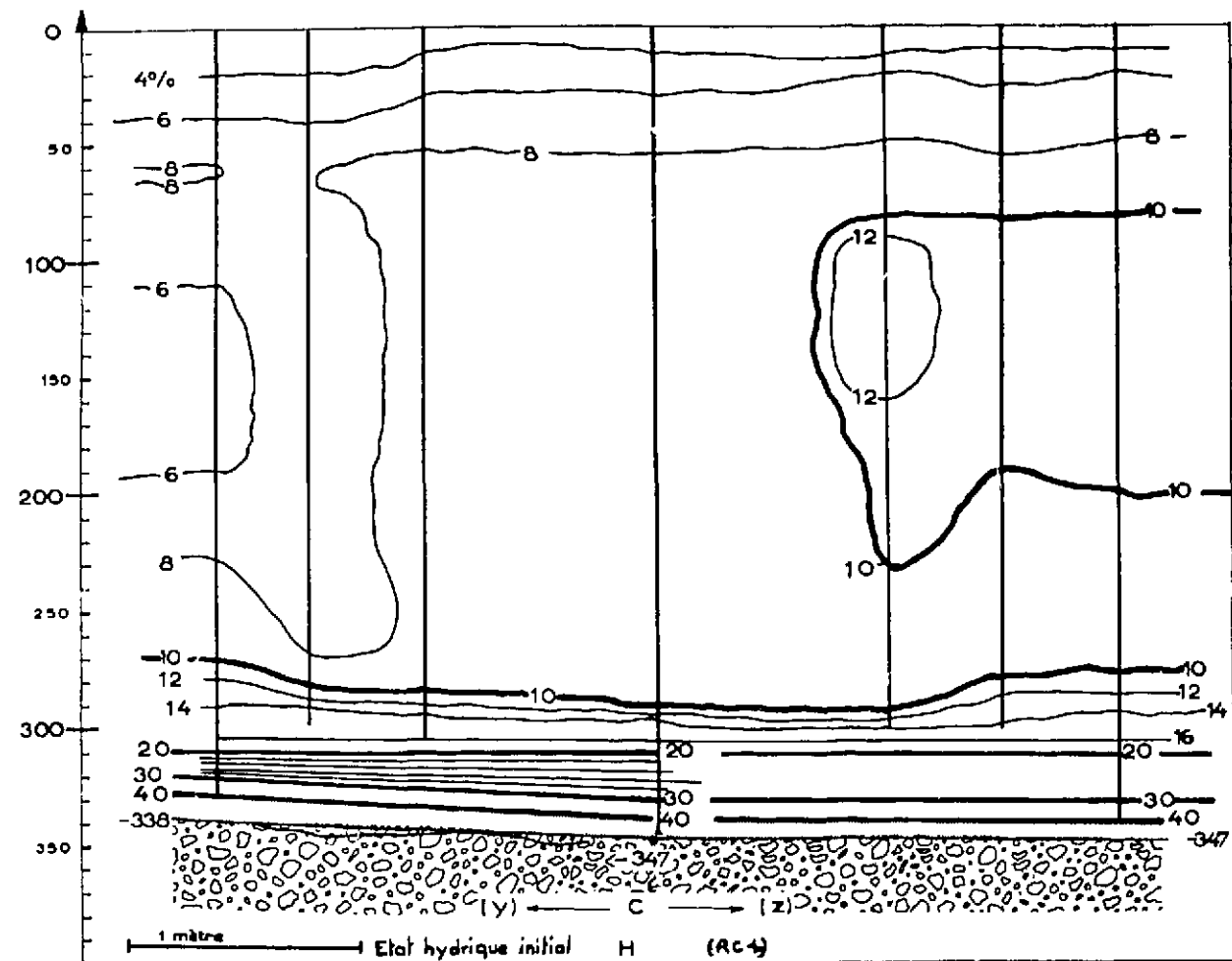


FIG. 9 ETAT HYDRIQUE INITIAL - Exp RC 1

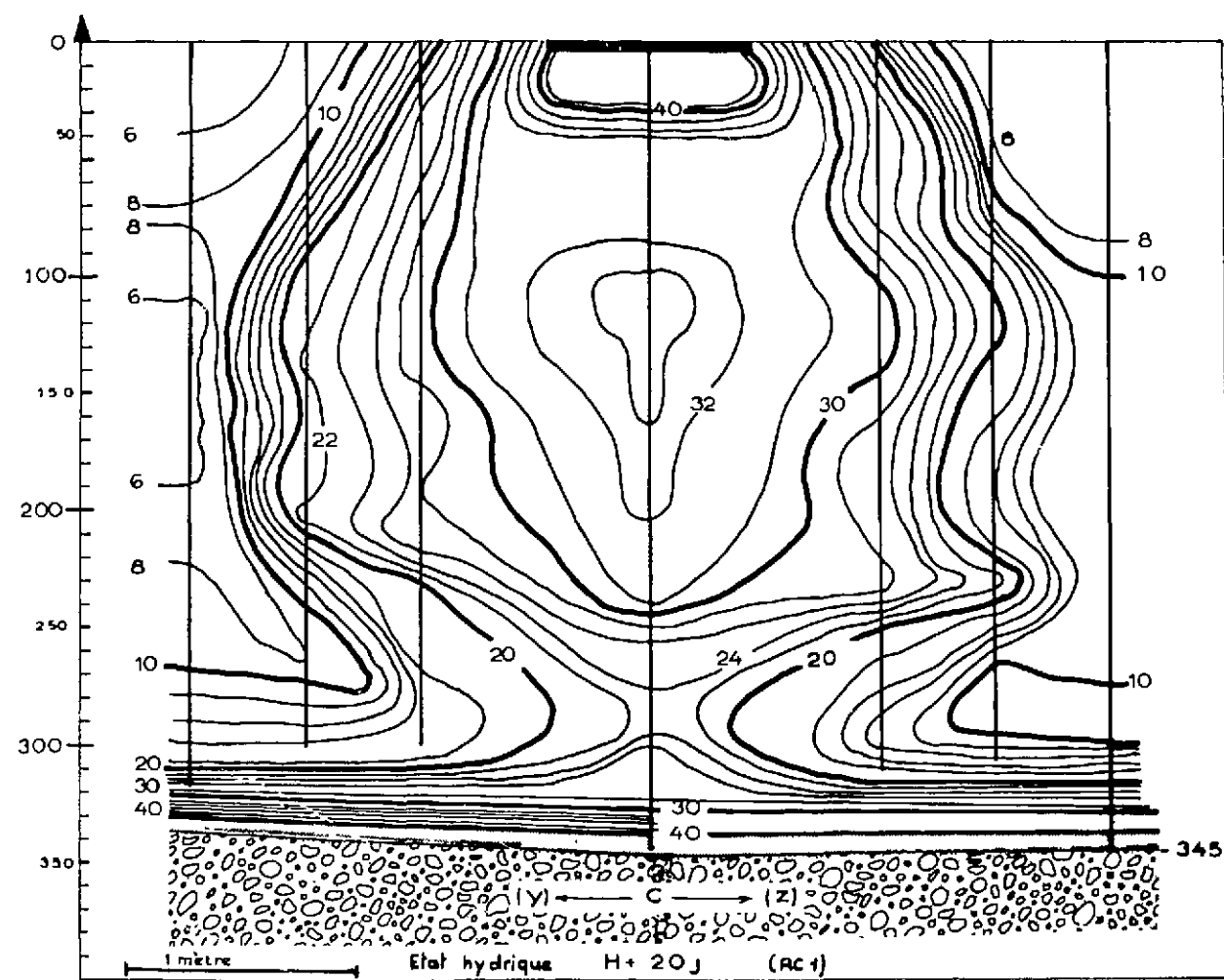


FIG. 10 ETAT HYDRIQUE APRES 20 JOURS DE REJET

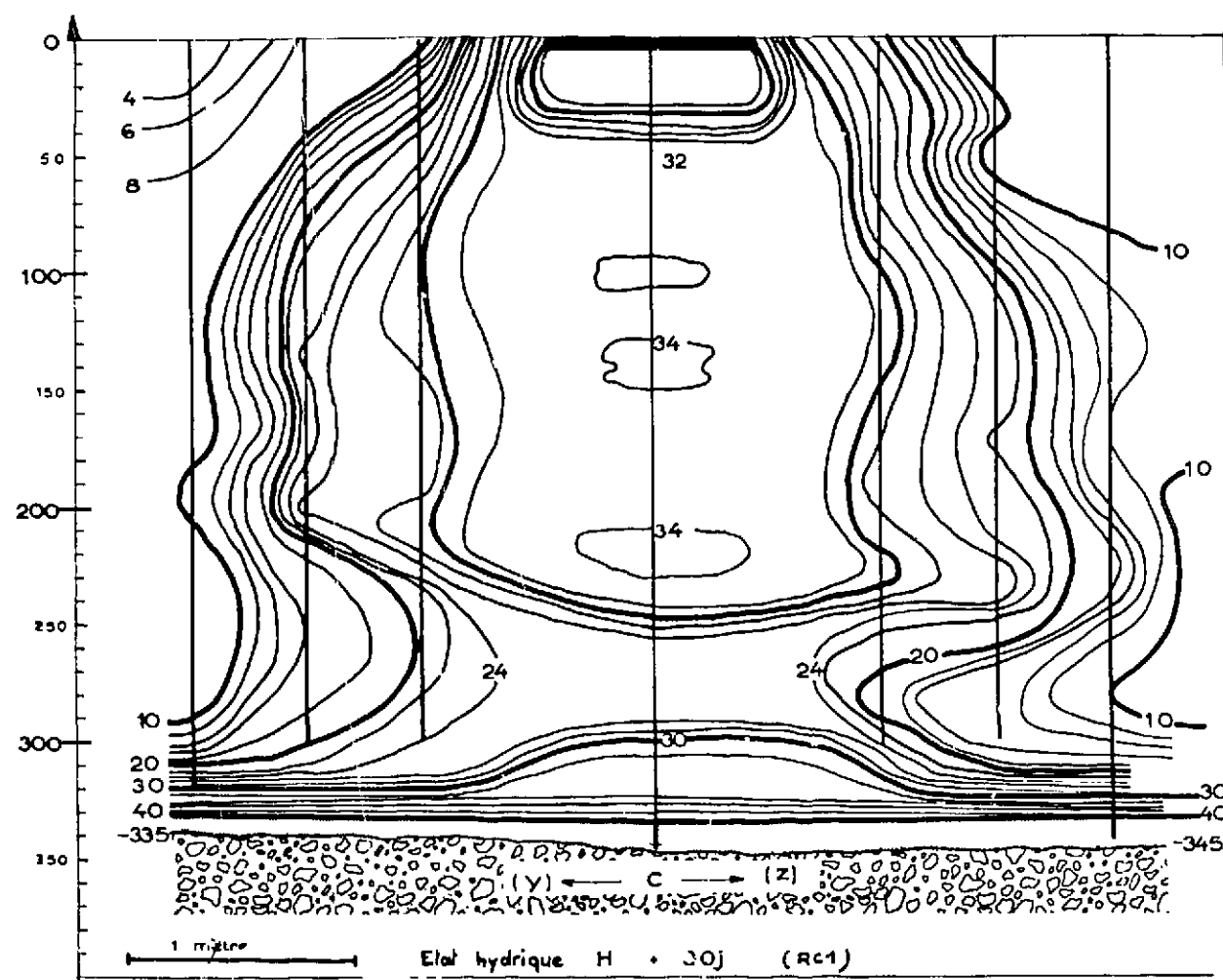


FIG. 11 ETAT HYDRIQUE APRES 30 JOURS DE REJET

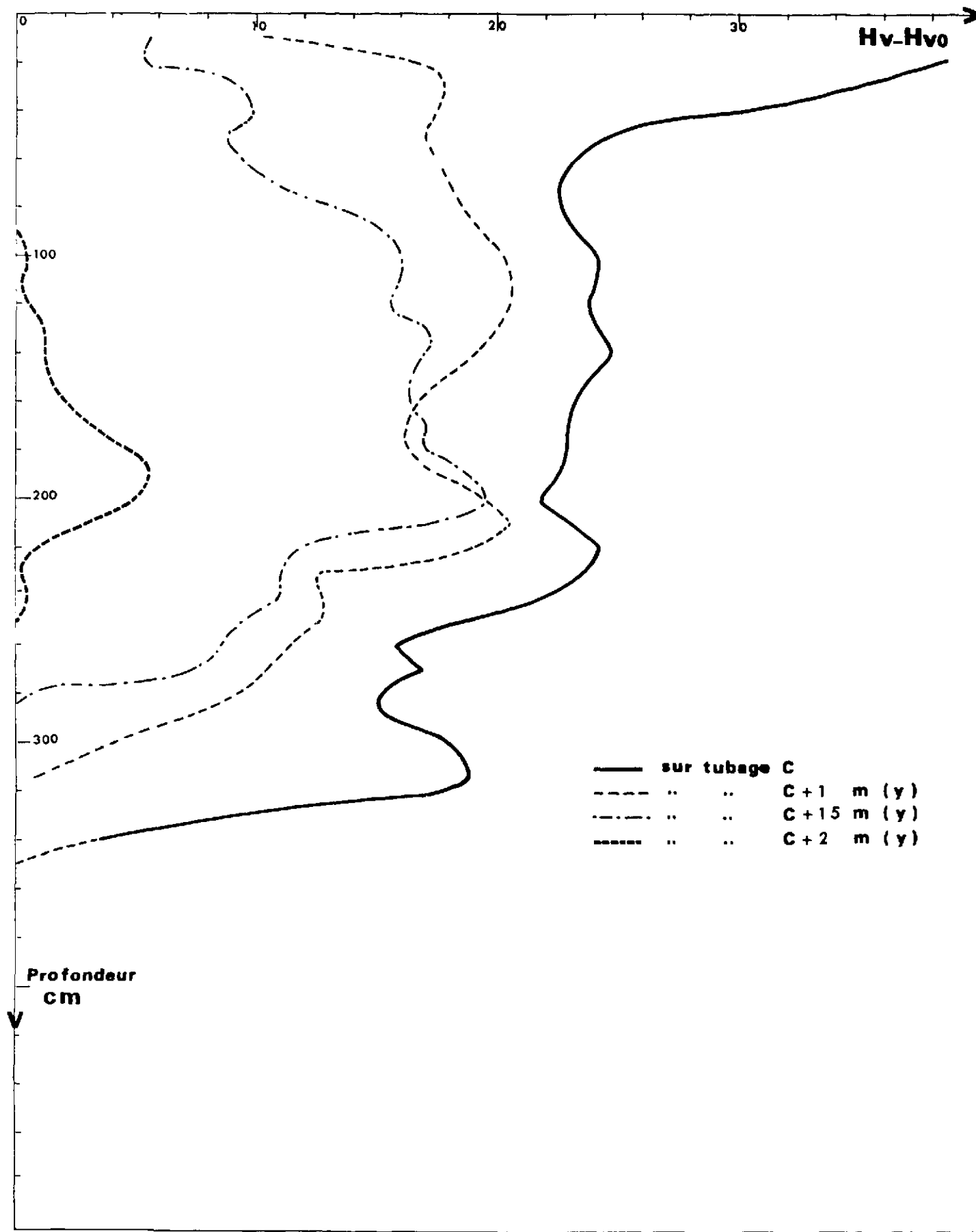


FIG. 12 PROFILS D'AUGMENTATION d'Hv 30 JOURS DE REJET (RC 1)

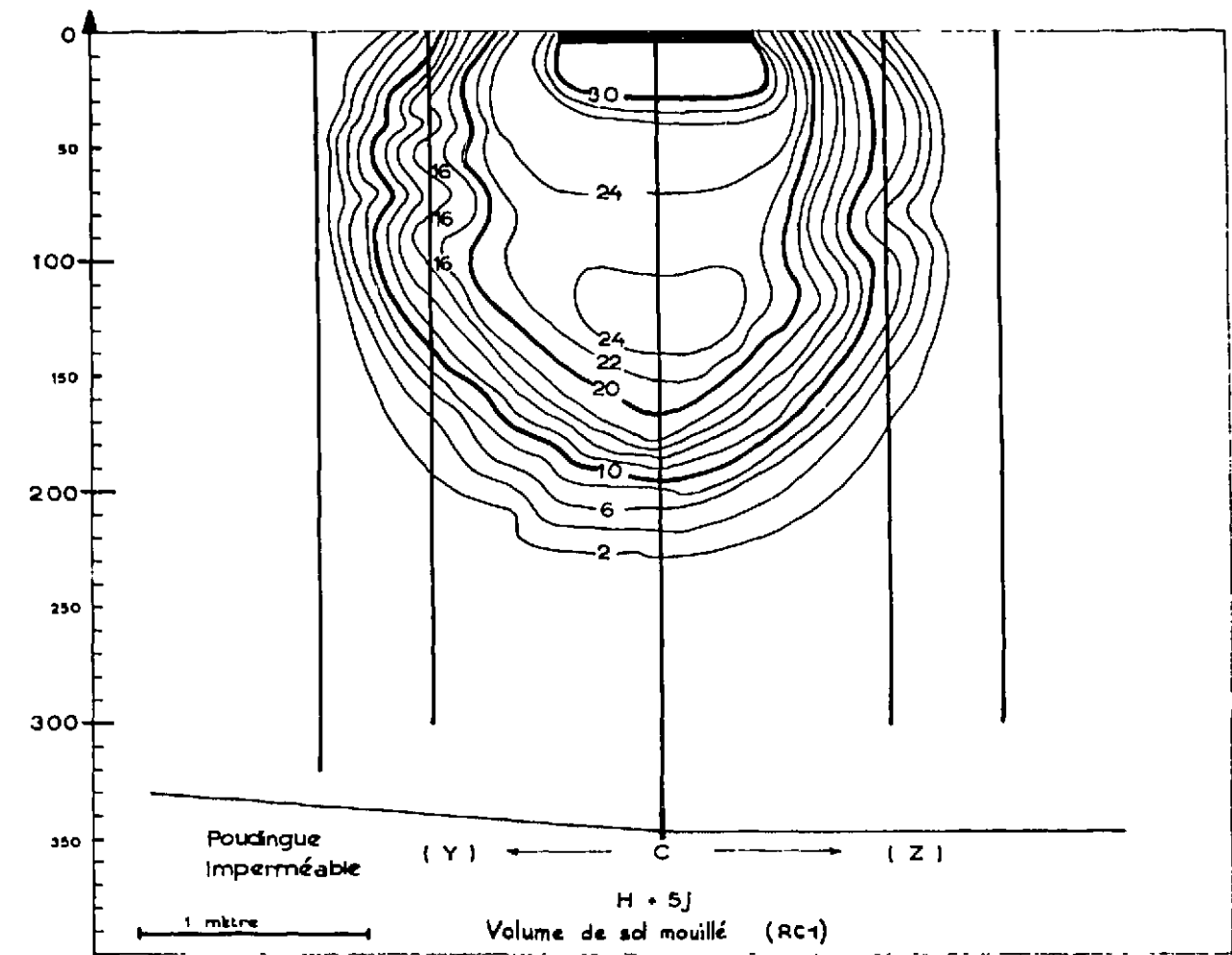


FIG. 13 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 5 JOURS DE REJET (Exp RC 1)

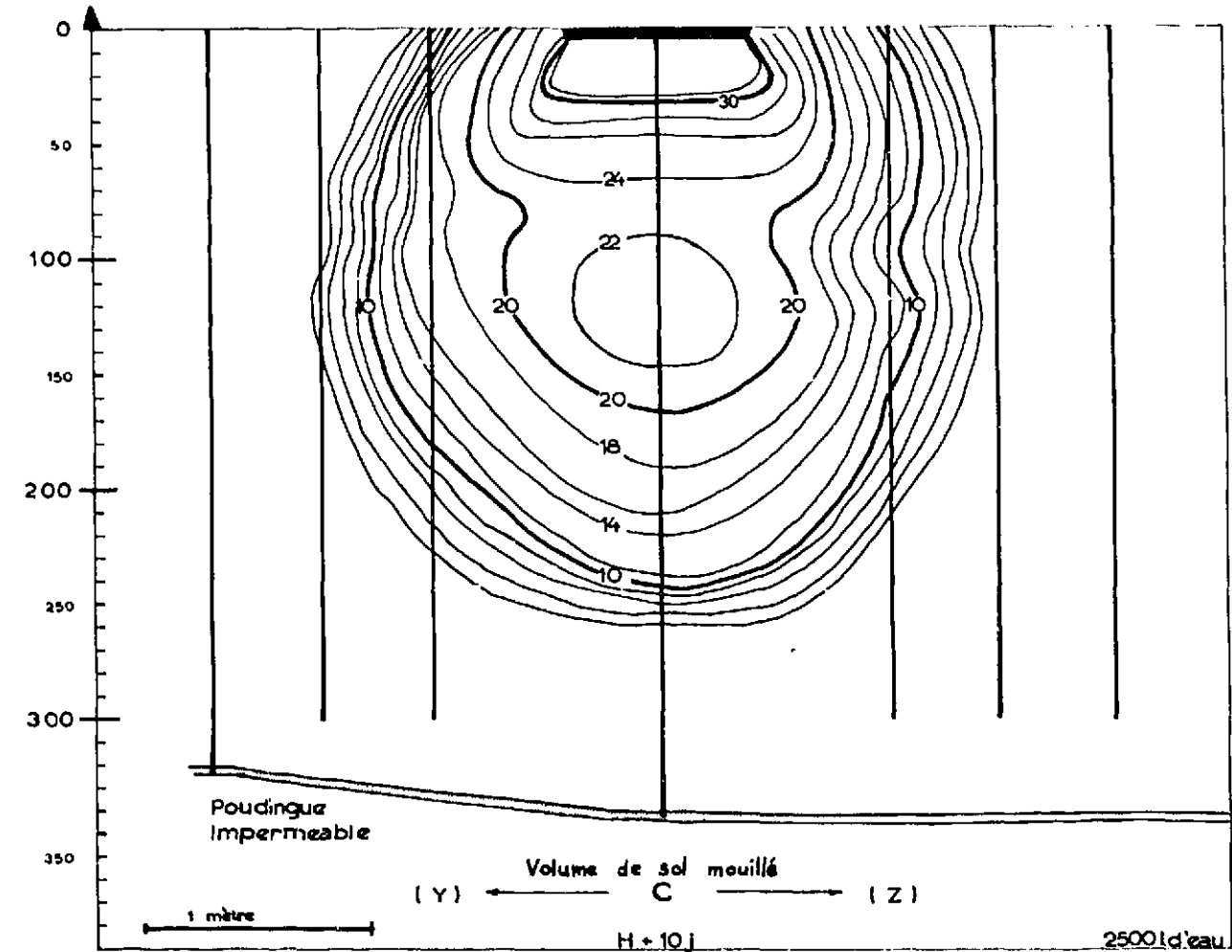


FIG. 14 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 10 JOURS DE REJET (Exp RC 1)

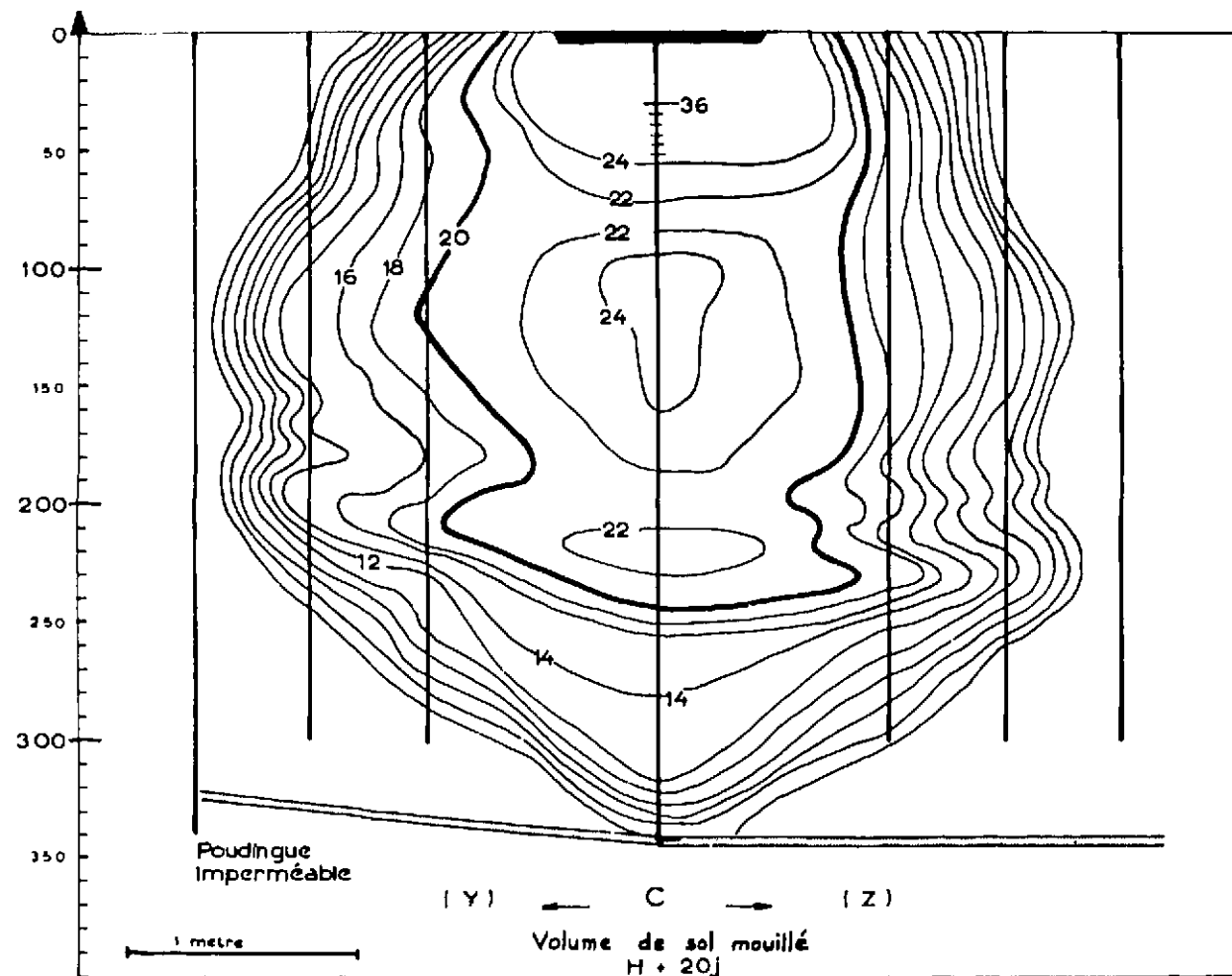


FIG. 15 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 20 JOURS DE REJET (Exp RC 1)

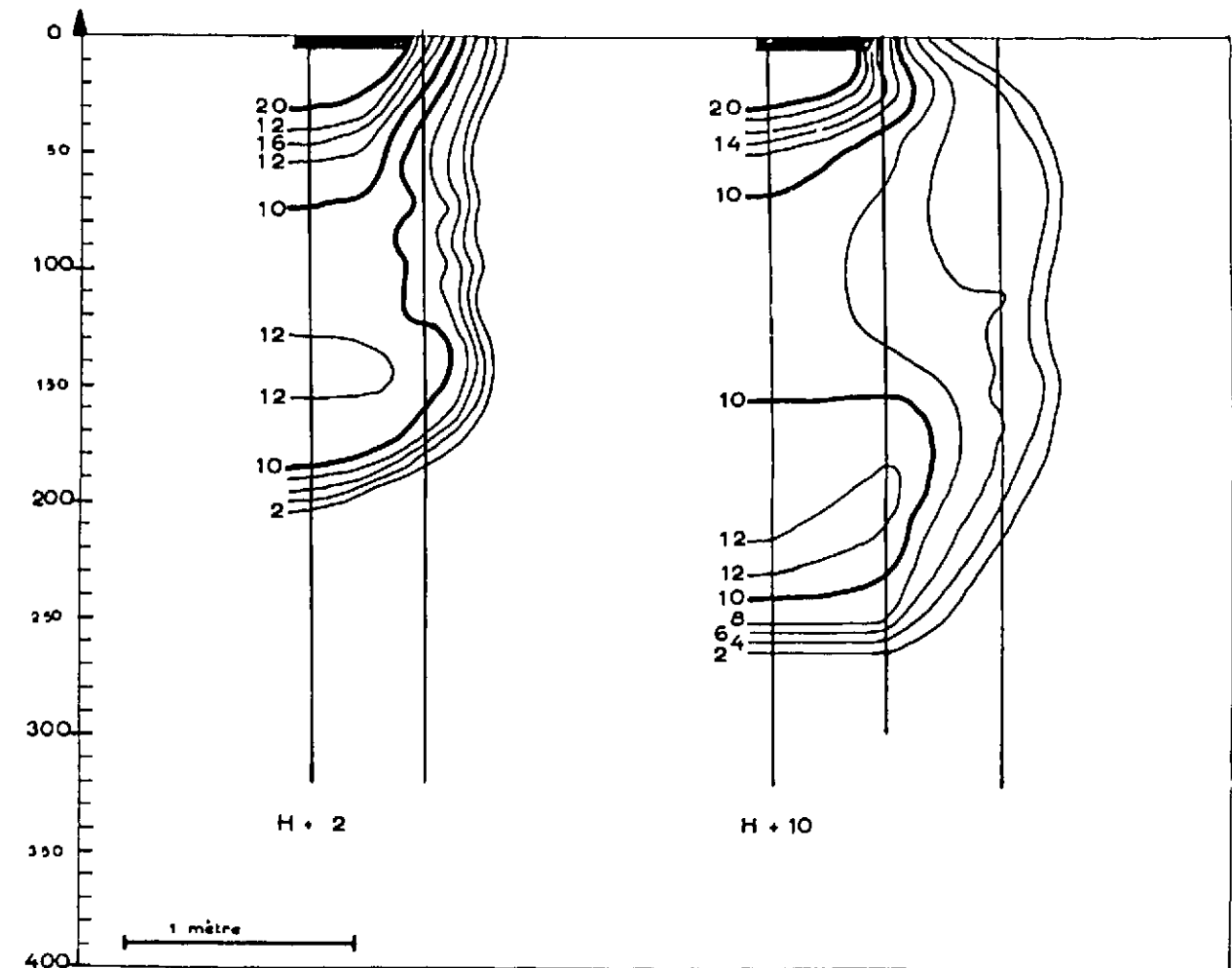


FIG. 17 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 2 ET 10 JOURS DE REJET (Exp RC 2)

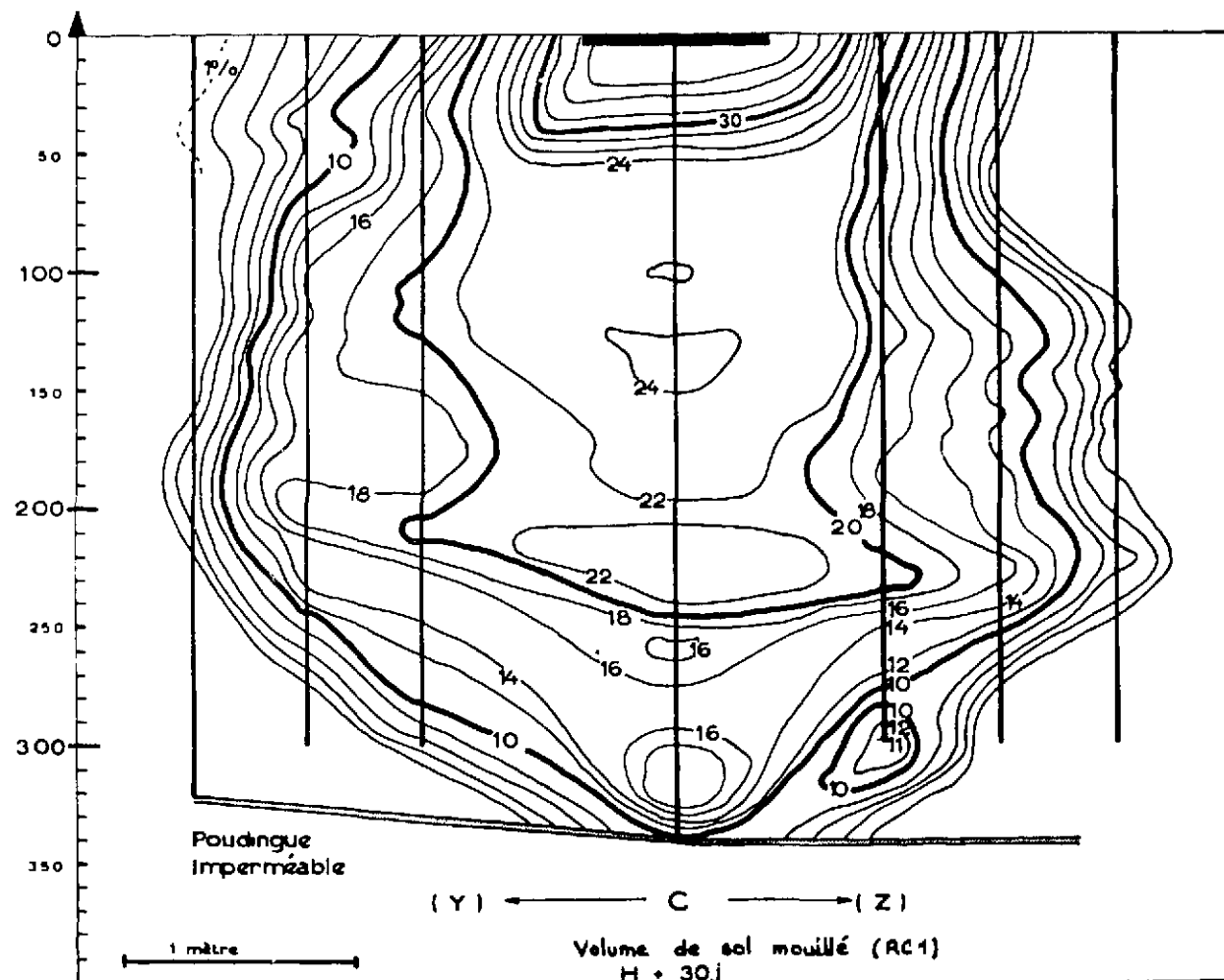


FIG. 16 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 30 JOURS DE REJET (Exp RC 1)

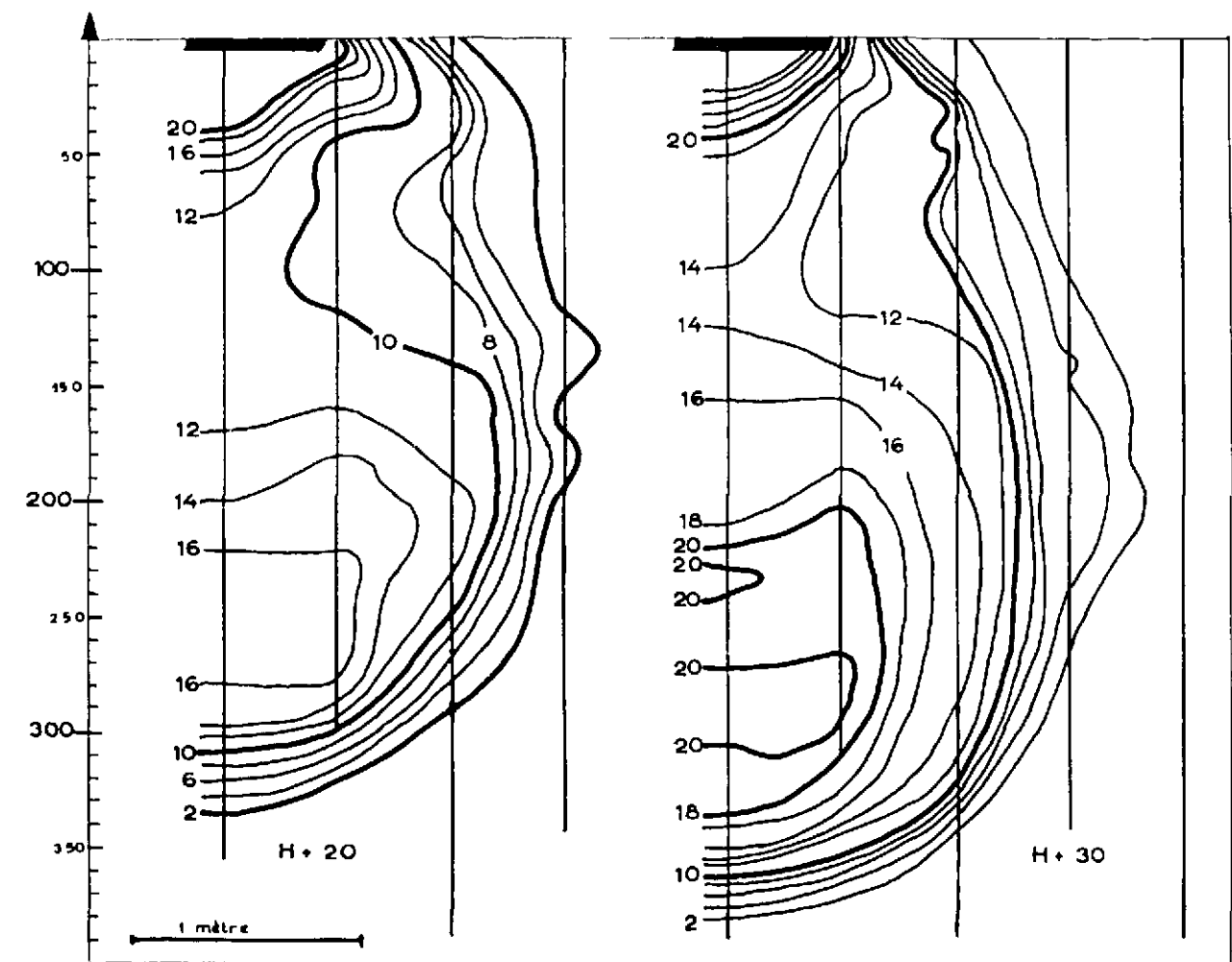


FIG. 18 VOLUME DE SOL MOUILLE APRES 20 ET 30 JOURS DE REJET (Exp RC 2)

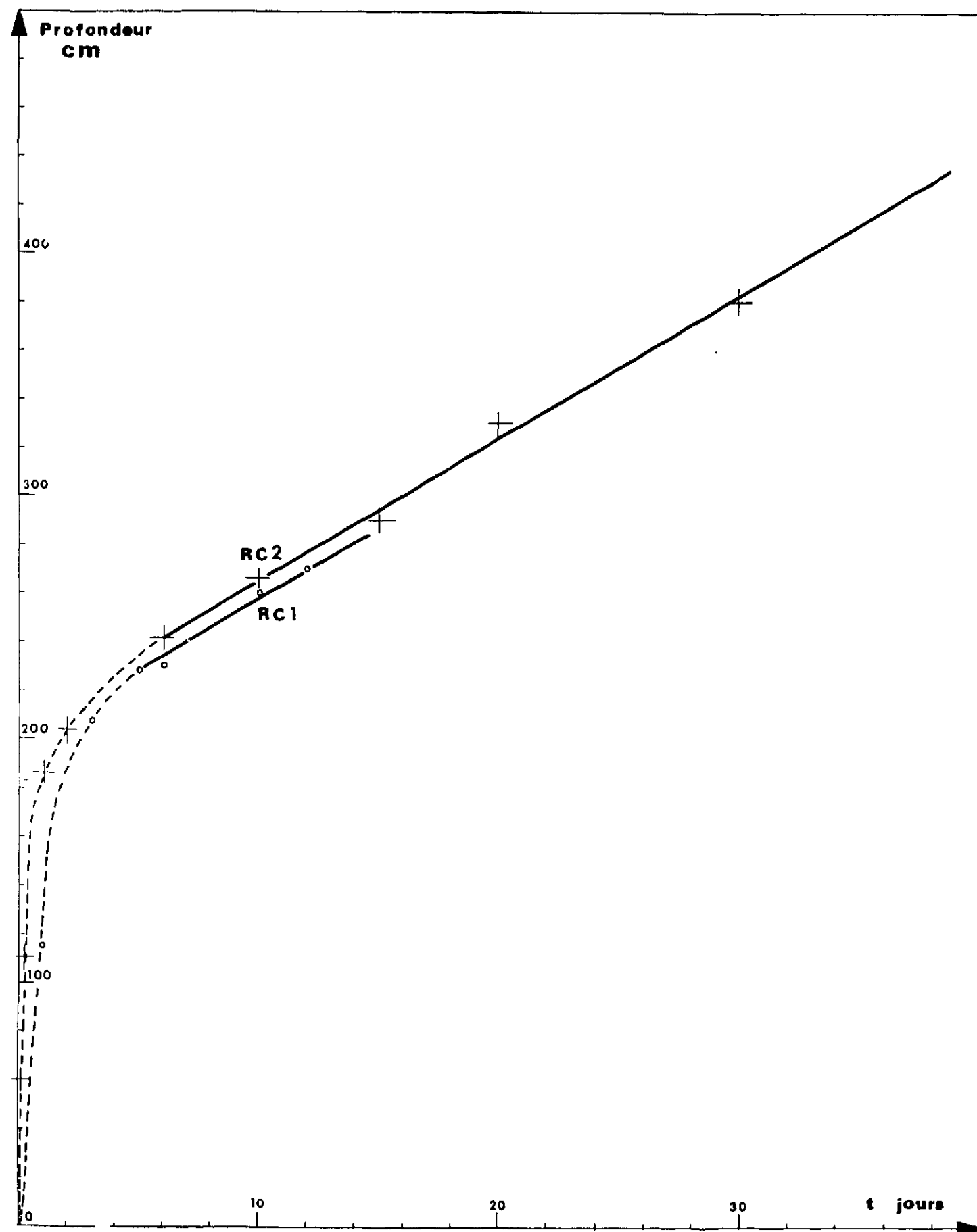


FIG. 19 VITESSES D'AVANCEMENT DU FRONT D'HUMECTATION

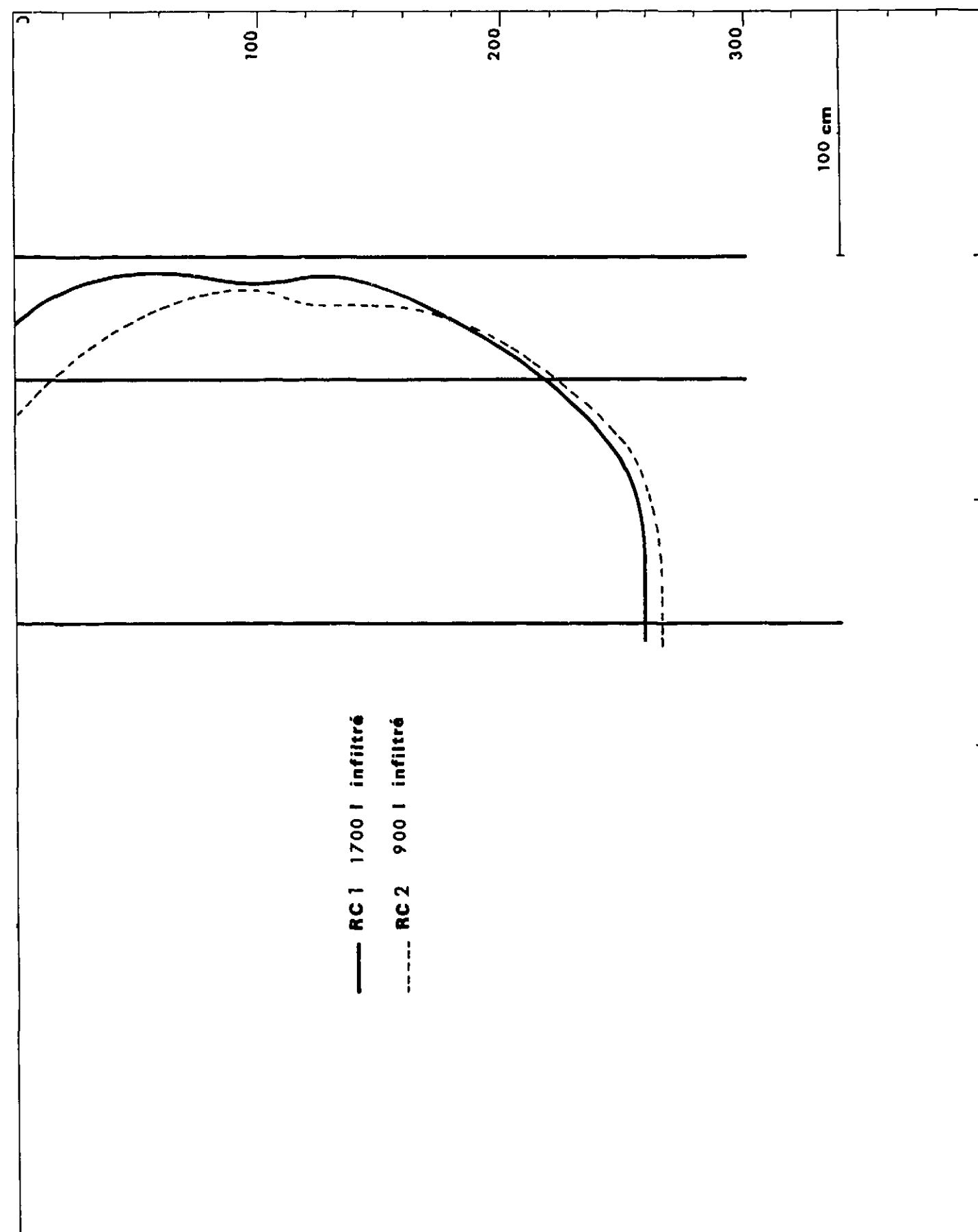


FIG. 20 FRONT D'HUMECTATION POUR RC 1 ET RC 2 APRES 10 JOURS DE REJET

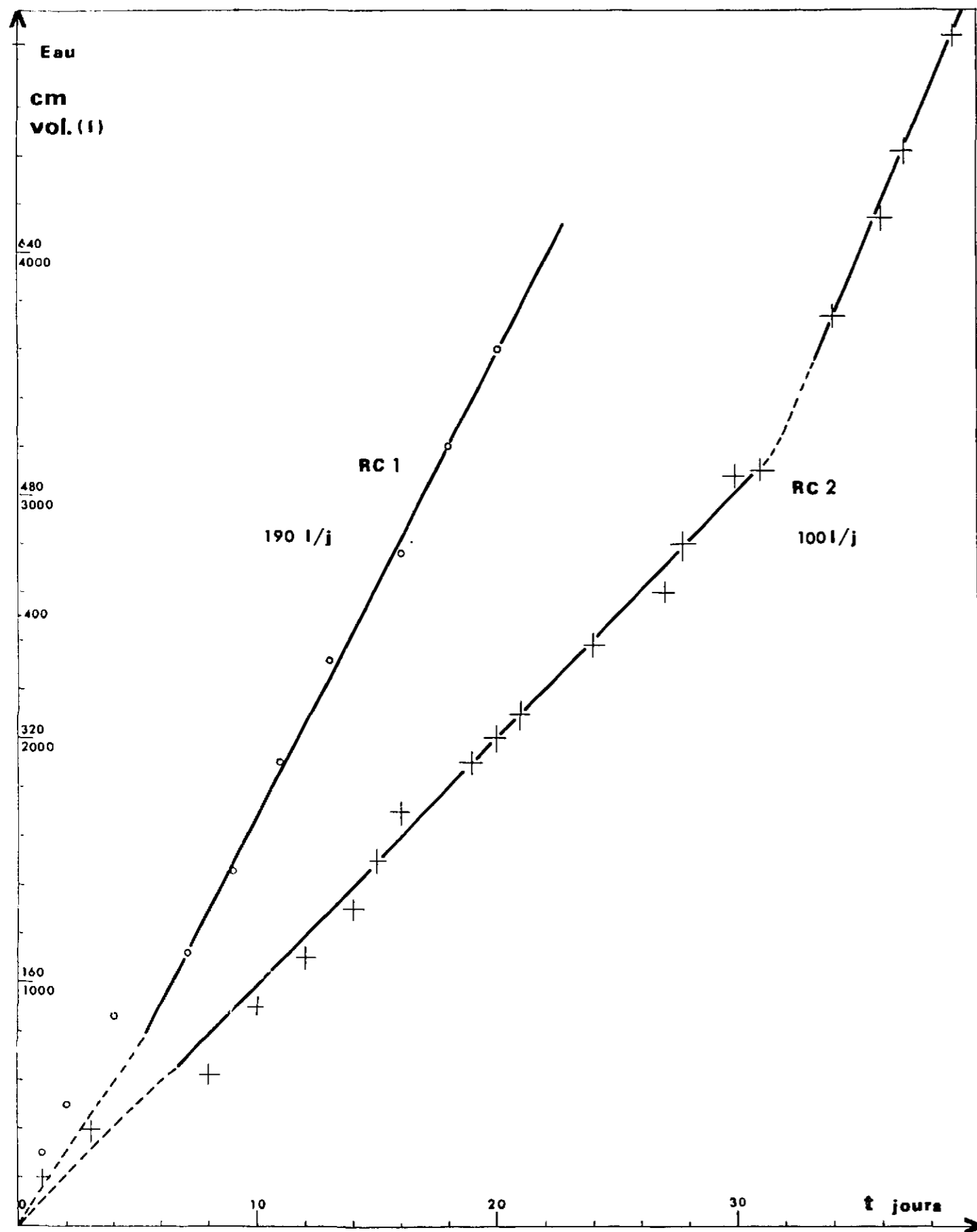


FIG. 21 VITESSES D'INFILTRATION - Volume ou hauteur f(t)

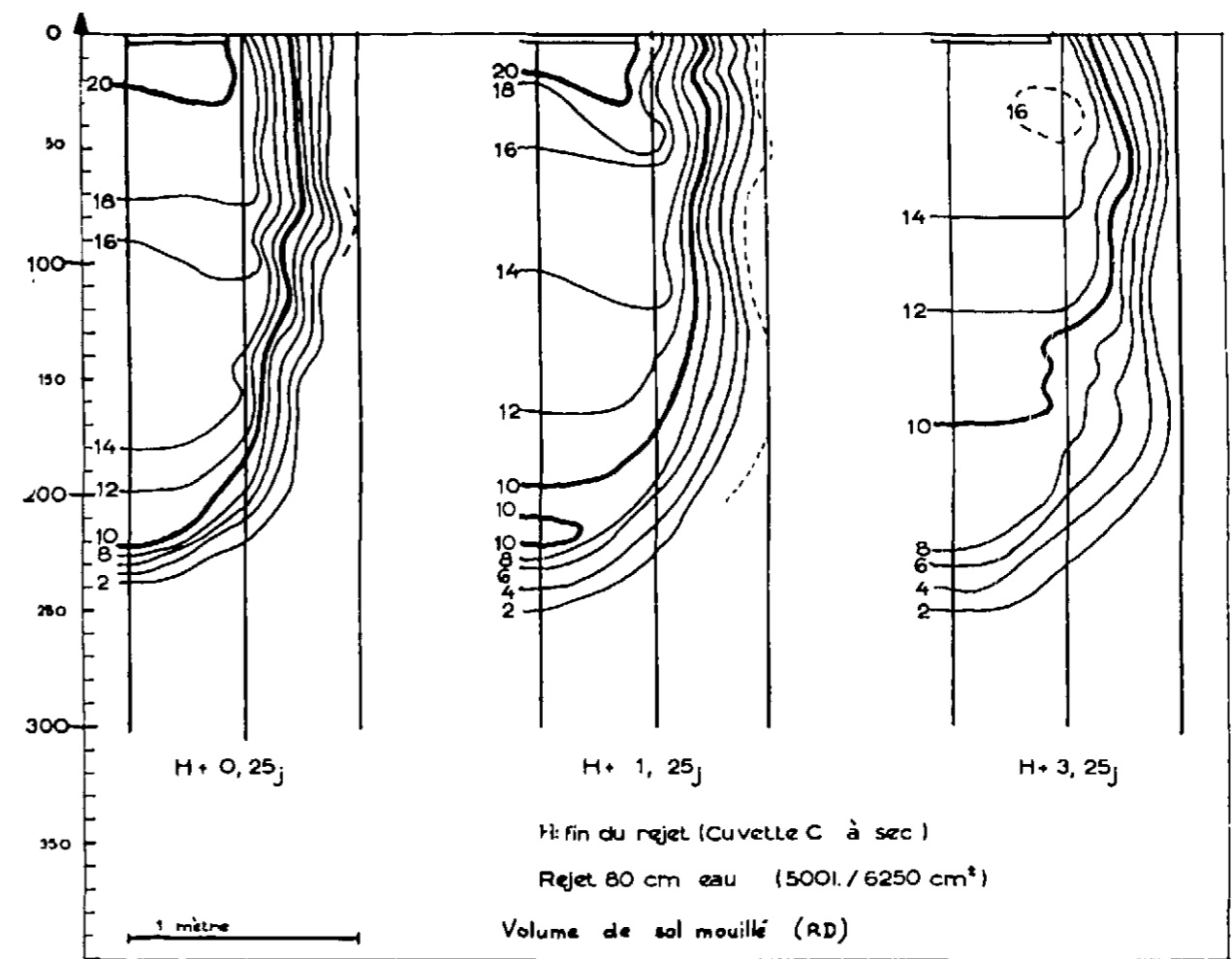


FIG. 22 VOLUME DE SOL MOUILLE 0,25 - 1,25 et 3,25 JOURS APRES ARRET DU REJET LIMITE (Exp RD)

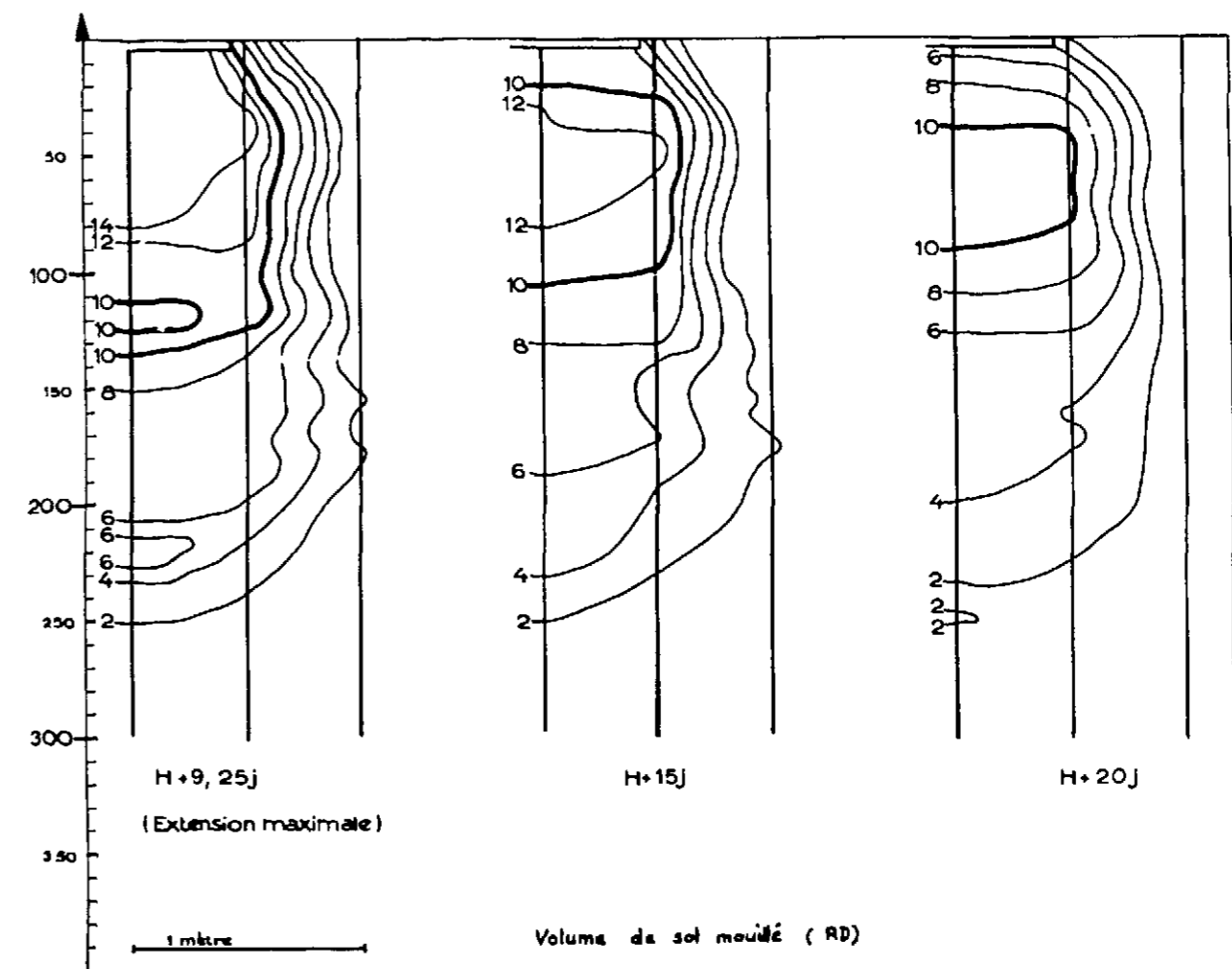


FIG. 23 VOLUME DE SOL MOUILLE 9,25 - 15 et 20 JOURS APRES ARRET DU REJET LIMITE (Exp RD)

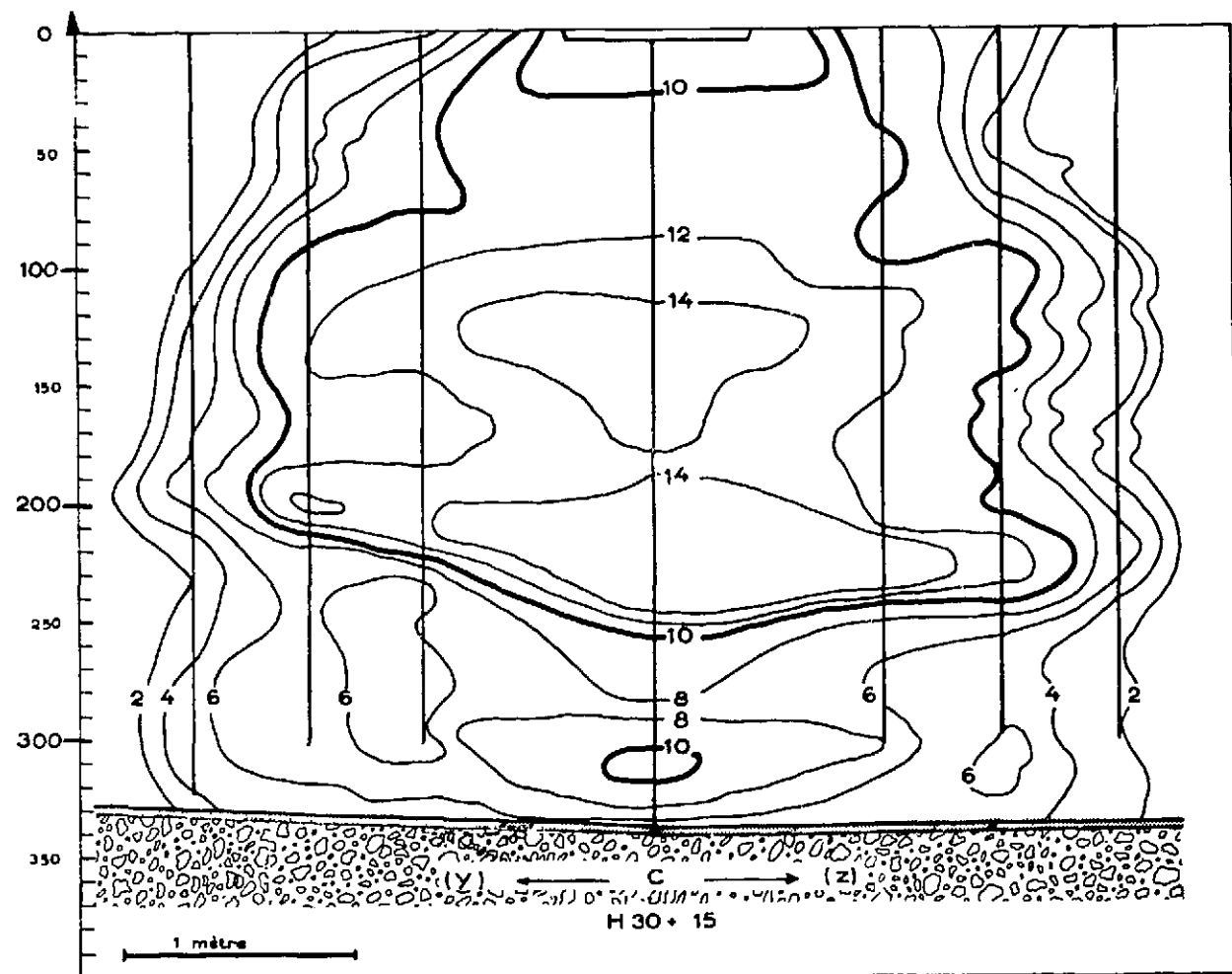


FIG. 24 VOLUME DE SOL MOUILLE 15 JOURS APRES L'ARRET DES REJETS (Exp RC 1)

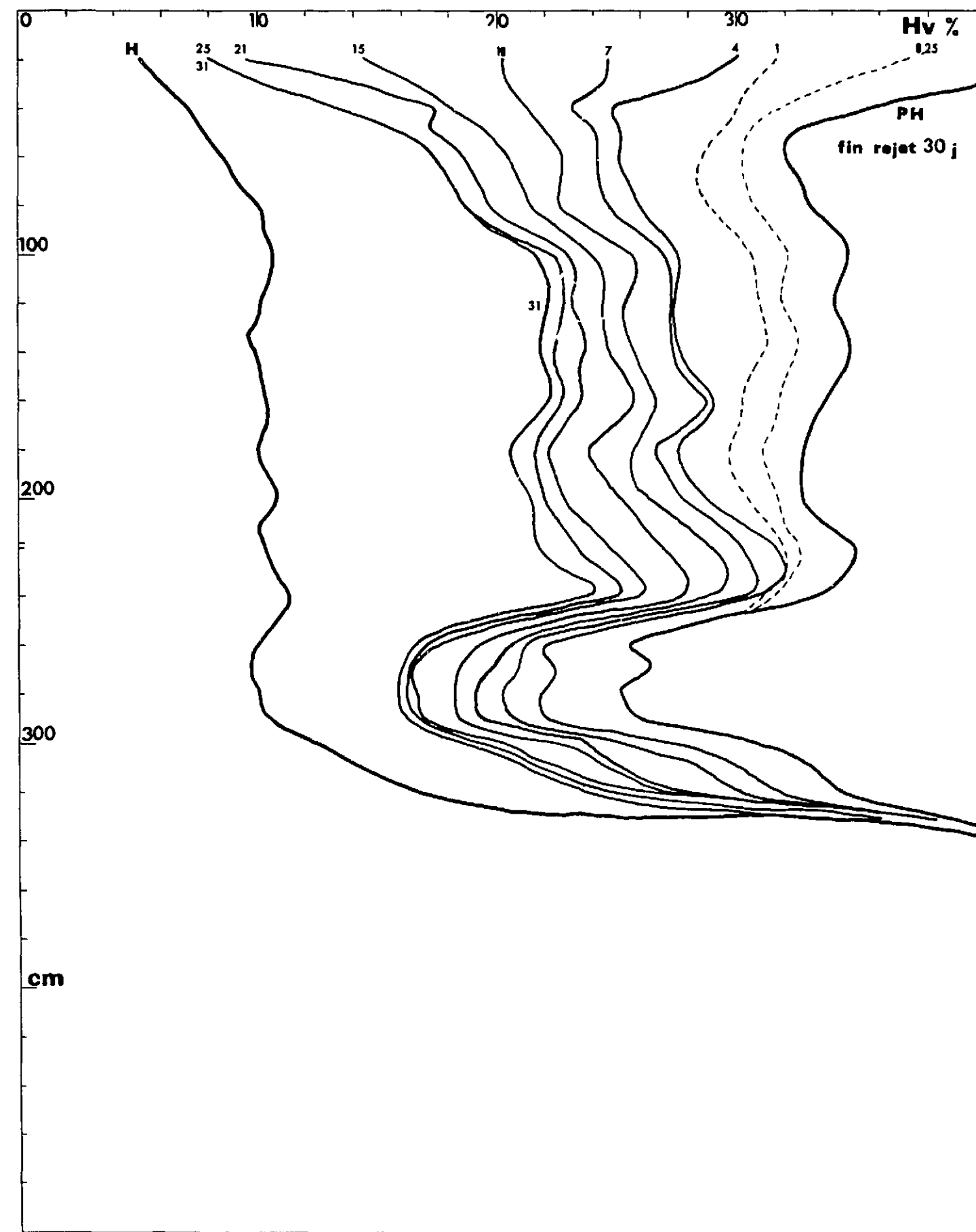


FIG. 25 EVOLUTION DES PROFILS D'ASSECHEMENT (jours)
Exp RC 1 - Tube C

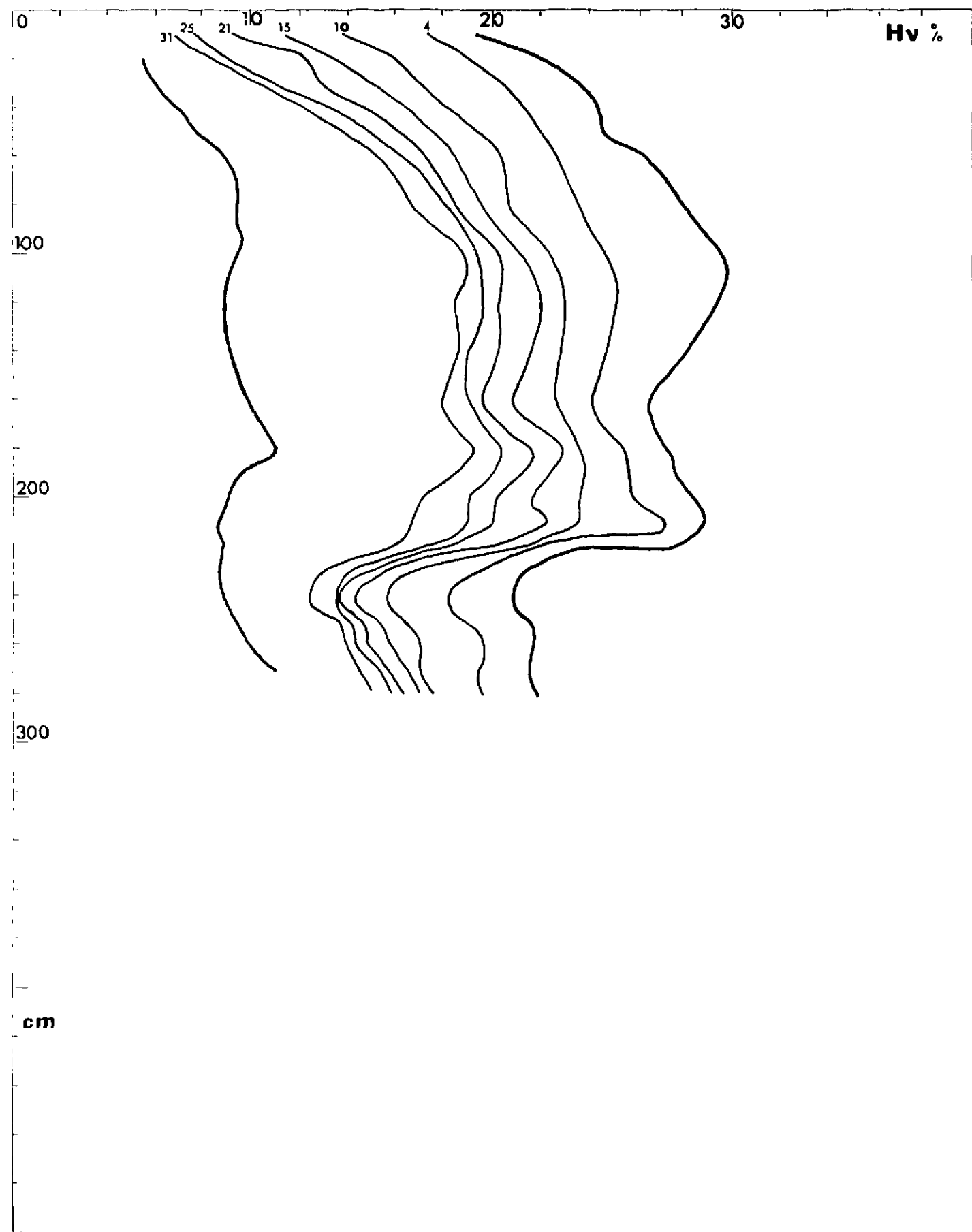


FIG. 26 EVOLUTION DES PROFILS D'ASSECHEMENT
Exp RC 1 - Tube C + 1 m (y)

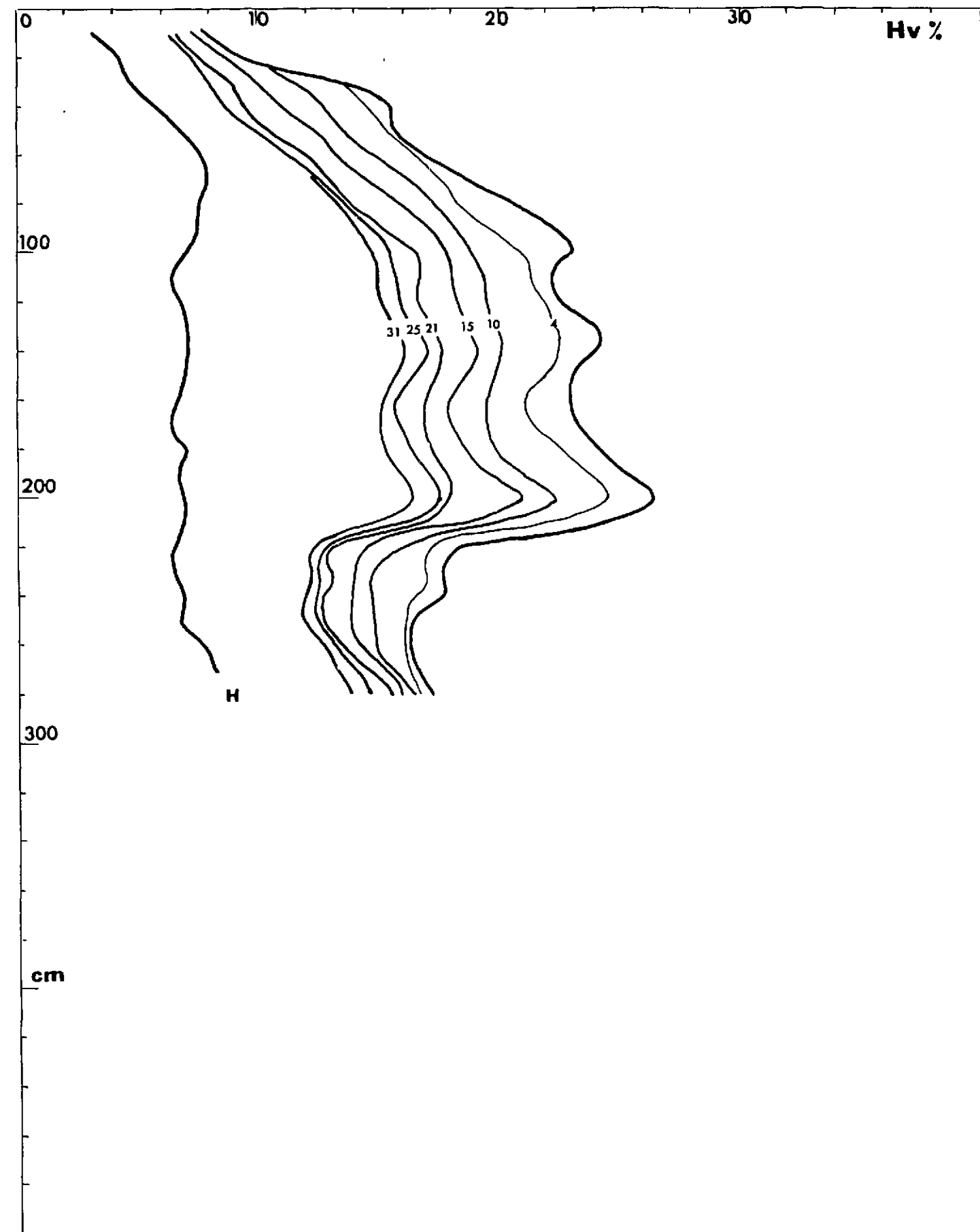


FIG. 27 EVOLUTION DES PROFILS D'ASSECHEMENT
Exp RC 1 - Tube C + 1,5 m (y)

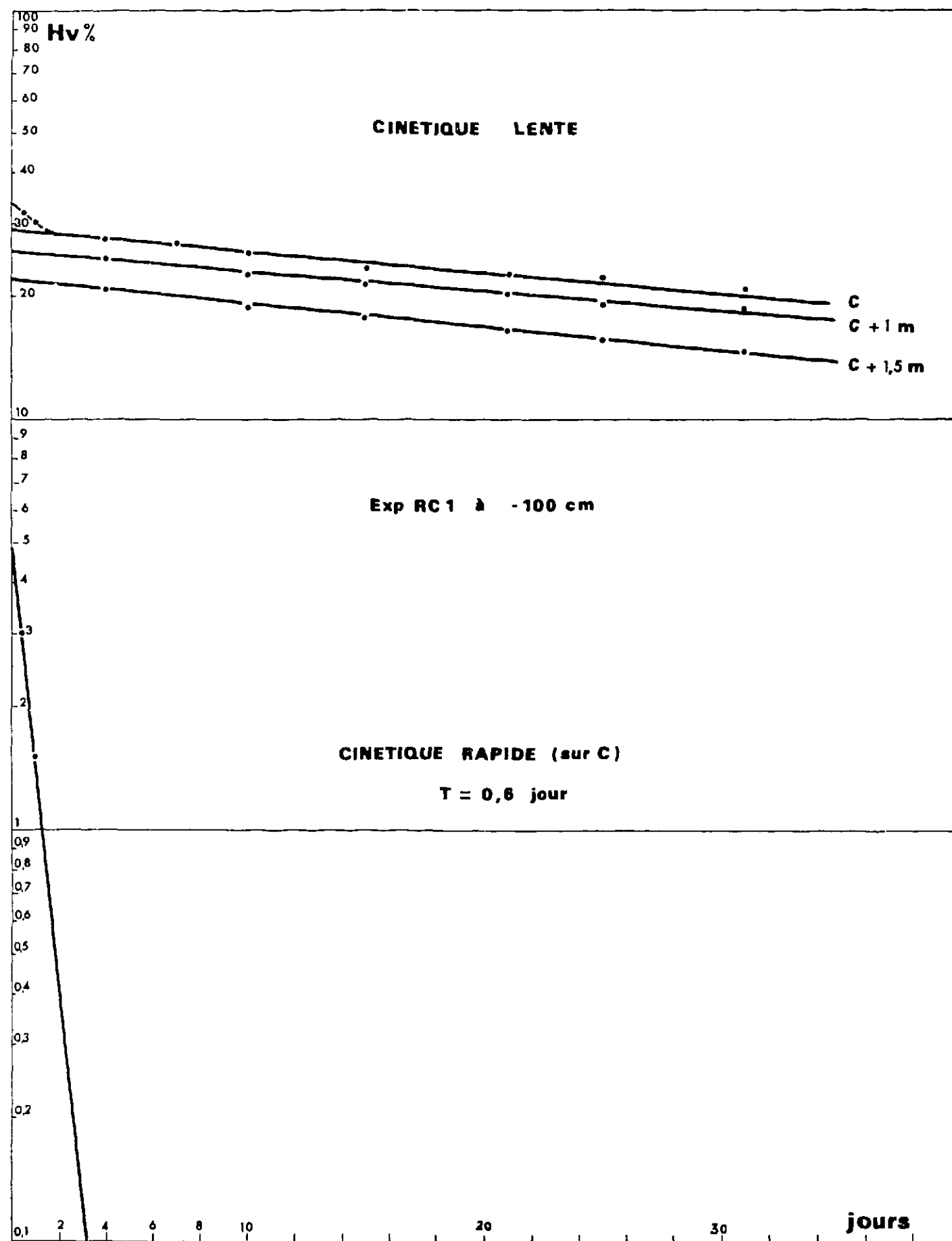


FIG. 28 CINETIQUES D'ASSECHEMENT - Exp RC 1

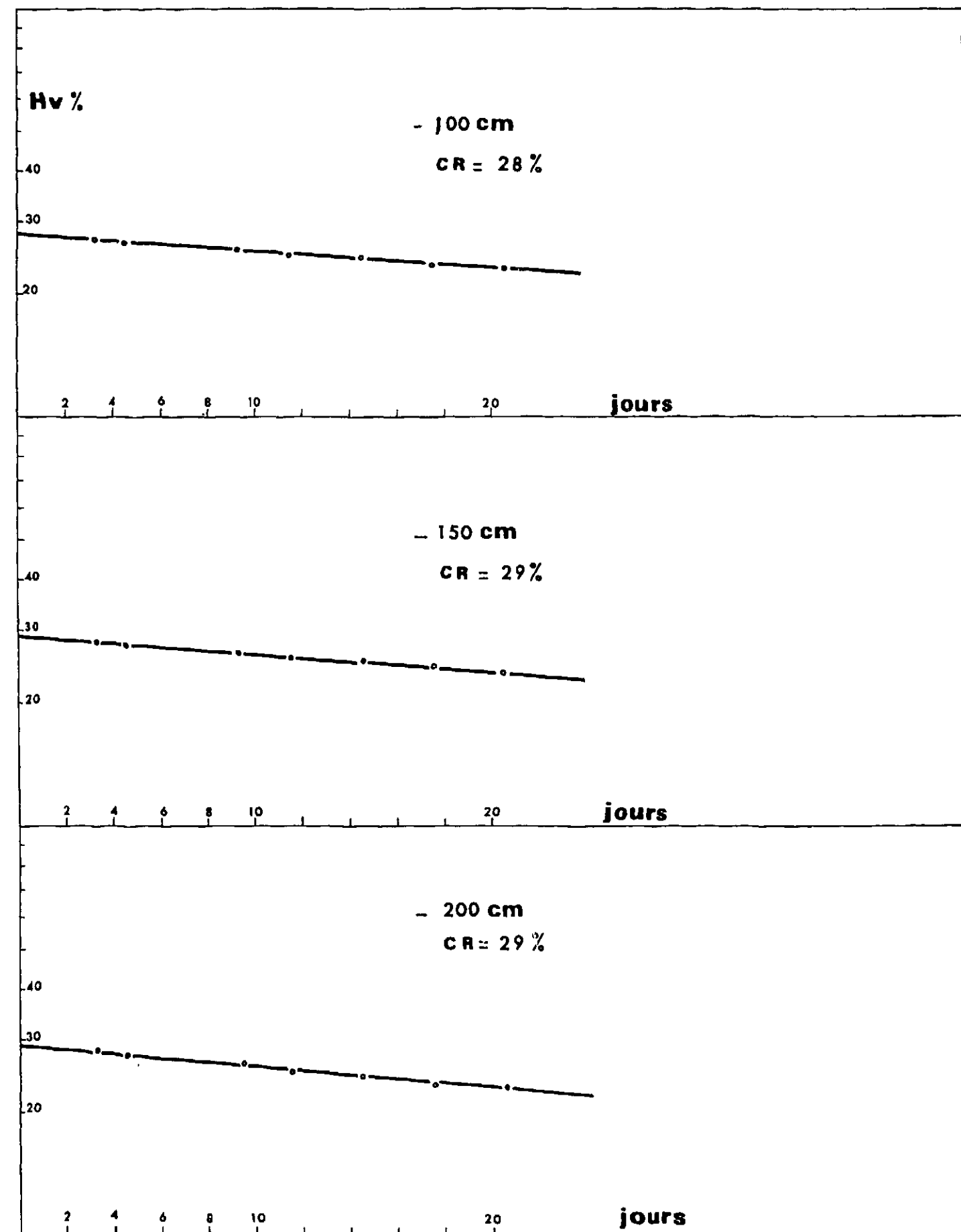


FIG. 29 CINETIQUES LENTES D'ASSECHEMENT ET CAPACITES DE RETENTION - Exp RD

FIN

50p
CEA-R-3635 (2)

COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE

CEA-R-3635 (2)

B.30

CONTAMINATION DES SOLS (2^{ème} Partie)
COMPORTEMENT DES IONS RADIOACTIFS DANS LES SOLS
NON SATURES APRES REJETS D'EAU SUR UNE
SURFACE LIMITEE

par

Daniel RANÇON

DEPARTEMENT DE SURETE NUCLEAIRE

Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache

Rapport CEA-R-3635(2)

1972

Ea

SERVICE CENTRAL DE DOCUMENTATION DU C.E.A

C.E.N.-SACLAY B.P. n°2, 91-GIF-sur-YVETTE - France

CEA-R-3635 (2) - Daniel RANÇON

CONTAMINATION DES SOLS (2ème PARTIE)

COMPORTEMENT DES IONS RADIOACTIFS DANS LES SOLS NON SATURÉS APRES REJETS
D'EAU SUR UNE SURFACE LIMITEE

Sommaire. - Pour faire suite au rapport sur les mouvements d'eau dans les sols non saturés après rejet sur une surface limitée - CEA R 3635 (1) - on étudie les mouvements des ions radioactifs dans ces sols en utilisant un anion et un cation caractéristiques : l'iode 131 et le strontium 85.

La méthode est basée sur la mesure simultanée des fronts d'humidité et d'activité au moyen d'humidimètre à neutrons et d'une sonde d'activité spécialement conçue. On a pu ainsi mesurer : les vitesses relatives des fronts d'humidité et d'activité; le volume de sol contaminé à l'intérieur du volume de sol mouillé; les gradients de concentration; l'évolution de la contamination sous l'effet de lessivages; l'influence de la composition chimique de l'eau sur la migration des ions et l'influence de l'humidité du sol sur le taux de comptage de la radioactivité.

Ces méthodes qui ont été mises au point avec l'iode 131 et le strontium 85 peuvent être utilisées avec d'autres radioéléments et appliquées aux études de sûreté radiologiques des sites : contrôle d'installations de stockage, évaluation des risques ou des conséquences d'accidents et protection des nappes aquifères.

1973
Commissariat à l'Energie Atomique - France

49 P.

CEA-R-3635 (2) - Daniel RANÇON

SOIL CONTAMINATION (2nd PART)

MOVEMENTS OF RADIOACTIVE IONS IN NON SATURATED SOILS AFTER REJECT IN A
LIMITED SPACE

Summary. - Following up the report on water movements in non-saturated soils after reject on a limited space - CEA R 3635 (1) - the radioactive ions movements in these soils are studied in using an anion and a cation of reference : iodine 131 and strontium 85.

The experimental method is founded on the simultaneous measurements of moisture and radioactivity fronts by means of a neutrons moisturemeter and a specially conceived radioactivity probe. It has so been possible to measure : the relative velocities of moisture and radioactivity fronts; the contaminated soil volume inside the moistened soil volume; the concentration gradients; the contamination changes upon watering; the effect of chemical composition of water upon this ions movements and the effect of soil moisture upon the counting rate of radioactivity.

This method which have allowed to get various results about ^{131}I and ^{85}Sr can be generalized to other radioisotopes and other soils. They are applicable to radiological safety of sites studies : Testing storage plants, Estimate of accidents hazards and protection of subterranean waters.

1973
Commissariat à l'Energie Atomique - France

49 P.

- Rapport CEA-R-3635(2) -

Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache
Département de Sûreté Nucléaire
Service d'Etudes et de Sûreté Radiologique

CONTAMINATION DES SOLS
COMPORTEMENT DES IONS RADIOACTIFS DANS LES SOLS NON SATURES
APRES REJETS D'EAU SUR UNE SURFACE LIMITEE
DEUXIEME PARTIE

par

Daniel RANÇON

- FEVRIER 1973 -

TABLE DES MATIERES

- 1 - INTRODUCTION
- 2 - METHODE DE MESURE
 - 2.1 Délimitation de la contamination
 - 2.2 Evaluation des risques d'extension
 - 2.3 Les tubages d'accès et le terrain d'essai
 - 2.4 Terminologie et remarques
- 3 - LA SONDE DE MESURE D'UN FRONT D'ACTIVITE
 - 3.1 Description de la sonde
 - 3.2 La focalisation et le collimateur
 - 3.3 "Effet de puits", amélioration
 - 3.4 Performances du collimateur
 - 3.5 Sensibilité de la sonde
- 4 - CONTAMINATION PAR DES CORPS RADIOACTIFS PEU RETENUS PAR LE SOL
 - 4.1 Choix de l'iode 131
 - 4.2 Les expériences
 - 4.3 Coïncidence des fronts d'activité et d'humidité
 - 4.4 Evolutions du volume de sol mouillé et du volume de sol contaminé pendant l'infiltration, la redistribution et l'assèchement
 - 4.5 Répartition de l'activité le long du profil
 - 4.6 Lessivage de la contamination en place par l'eau naturelle
 - 4.7 Influence de teneurs pondérables en iode
 - 4.8 Etudes quantitatives en lysimètres
 - 4.9 Remarques générales sur le comportement de l'iode 131 dans le sol
- 5 - CONTAMINATION DU SOL PAR DES RADIOELEMENTS FORTEMENT RETENUS PAR LES MINERAUX
 - 5.1 Choix du strontium 85
 - 5.2 Les expériences
 - 5.3 Les profils d'activité
 - 5.4 Evolution du volume de sol mouillé et du volume de sol contaminé
 - 5.5 Vitesse d'avancement du front d'activité et du front d'humidité
 - 5.6 Accumulation du ^{85}Sr à la surface du sol
 - 5.7 Lessivage d'un sol contaminé au ^{85}Sr par des eaux inactives
 - 5.8 Influence des teneurs pondérables en Sr^{++} ou Ca^{++} de l'eau sur la diffusion du ^{85}Sr pendant l'infiltration

6 - VARIATIONS DU TAUX DE COMPTAGE AVEC L'HUMIDITE DU SOL

6.1 Observation du phénomène

6.2 Influence de l'humidité sur la masse volumique du sol et sur son coefficient d'absorption du rayonnement

6.3 Variation de la fluence en un point du sol en fonction de $\mu(H_v)$

6.4 Applications aux mesures de la radioactivité du sol

7 - CONCLUSION

- Annexe : Analyse du sol de CADARACHE

- Bibliographie

1. - INTRODUCTION

Ce rapport sur la contamination des sols fait suite à un rapport CEA publié en 1969 [1] dans lequel était étudié le comportement de l'eau dans les sols non saturés après rejet sur une surface limitée; on y décrivait la mise au point de méthodes simples permettant de mesurer in situ les évolutions d'humidité, les vitesses de fronts en profondeur et les cinétiques d'assèchement; diverses formes de rejets avaient été effectuées, rejets continus (dizaines de jours) et rejets de faibles volumes, rejets en sols peu ou très humides, mais dans tous les cas la surface affectée était limitée; en mesurant avec une bonne approximation les limites du volume de sol mouillé on déterminait l'enveloppe maximale d'une éventuelle contamination.

Le présent rapport présente les résultats d'une étude in situ de la contamination des sols non saturés après rejet sur une surface limitée, la mesure de l'évolution de l'humidité dans le sol étant complétée par celle du mouvement des ions radioactifs en solution dans l'eau. Comme la plupart des éléments contaminants sont plus ou moins retenus par les constituants du sol on a choisi d'étudier l'iode 131 comme type d'élément peu retenu et le strontium 85 en tant qu'élément bien retenu, à l'exclusion de radioisotopes tels que le césium 137 fixés très fortement et ne migrant pas de façon sensible.

2. - METHODE DE MESURE

2.1. Délimitation de la contamination

La superficie contaminée ayant été délimitée on implante dans cette zone des tubages d'accès pour les sondes de mesure (fig. 1 a). La sonde de mesure d'activité, reliée à un dispositif de comptage portatif introduite dans les tubes, mesure l'activité à des intervalles réguliers, tous les 10 cm en général; on trace ainsi les profils de radioactivité (fig. 1b).

On peut dès lors obtenir sur une coupe de terrains les courbes d'isoactivité qui permettent de délimiter le volume de sol contaminé (fig. 1c).

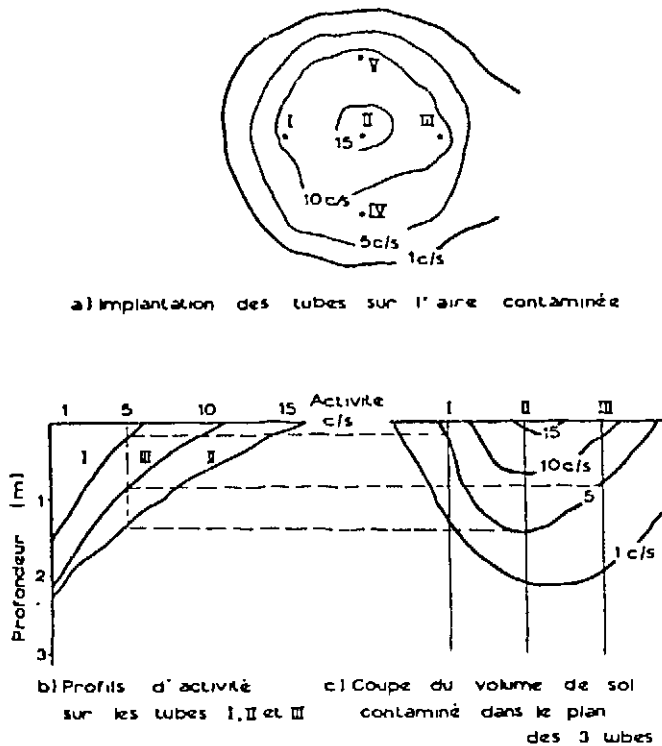


Fig. 1 - Principe de la délimitation de la contamination en profondeur.

2.2. Evaluation des risques d'extension

Les mouvements d'eau dans le sol étant la cause essentielle des transferts des radiocontaminants, il est nécessaire de mesurer les variations de l'état hydrique du sol. Pour cela on mesure les profils hydriques afin de délimiter le volume de sol mouillé selon la méthode décrite dans [1]. On peut ainsi évaluer les risques d'extension de la contamination en comparant les vitesses relatives des fronts d'activité et d'humidité.

Les mesures d'humidité sont faites au moyen de l'humidimètre à neutrons HP 310 déjà utilisé pour l'étude [1], cet appareil en service depuis une dizaine d'années a été l'objet de nombreuses applications [2].

2.3. Les tubages d'accès des sondes et le terrain d'essais

Pour ces expériences on a utilisé des tubages étanches de 41-45 mm de diamètre en alliage d'aluminium AG3 très perméable aux neutrons.

Un tubage central (tube C) est situé au centre de la cuvette circulaire dans laquelle est effectué le rejet; des tubages latéraux sont situés à 0,5, 1 et 1,5 m du tube C (tube C + 0,5; C + 1; C + 1,5 ...).

Le terrain d'essai se trouve sur le site du Centre d'Etudes Nucléaires de CADARACHE, il a été utilisé lors des précédentes expériences et on trouvera en annexe ses caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques.

2.4. Terminologie et remarques

En Hydrologie on désigne en général par le terme "infiltration" les mouvements d'eau dans le sol pendant la durée d'un apport extérieur (pluie, charge d'eau en surface). Les mouvements d'eau qui se produisent dans le sol quand il n'y a plus d'apport extérieur sont appelés "redistribution".

Le "front d'humidité" (ou front d'humectation) est l'enveloppe du "volume de sol mouillé" (écrit parfois VDSM) par l'eau infiltrée. On a choisi pour représenter ce front la courbe d'égale augmentation d'humidité volumique à 2 % (voir [1]).

Le "front d'activité" est l'enveloppe du "volume de sol contaminé" (écrit parfois VDSC) par un produit radioactif.

Il faut enfin remarquer qu'afin d'avoir des mesures comparatives on tient compte de la décroissance radioactive du traceur; l'activité est ramenée au temps origine du début de l'expérience.

3. - LA SONDE DE MESURE D'UN FRONT D'ACTIVITE

Pour mesurer avec précision un front d'activité, il a fallu adapter un collimateur à la sonde afin de ne détecter que les rayonnements pro-

venant d'une tranche étroite de terrain. Une sonde focalisée a été spécialement réalisée à cet effet [3].

3.1. Description de la sonde (fig. 2)

La sonde est constituée de 3 parties :

- la partie électronique comportant les compteurs Geiger-Müller et le préamplificateur;
- le collimateur;
- l'étui cylindrique englobant l'ensemble.

L'électronique est reliée par un câble à l'échelle de comptage. Cette sonde a 482 mm de long et 38 mm de diamètre.

3.2. La focalisation et le collimateur

Il fallait d'abord choisir des compteurs aussi courts que possible pour augmenter la focalisation. Les compteurs utilisés ont 28 mm de longueur et 8 mm de diamètre; ce faible diamètre a permis de grouper 7 compteurs de façon à augmenter la sensibilité tout en gardant un diamètre global (24 mm) compatible avec celui de la sonde (fig. 2).

Théoriquement une focalisation idéale serait obtenue en incorporant les compteurs dans un boîtier cylindrique en plomb muni d'une fente circulaire étroite dans le plan médian à l'axe des compteurs.

Pour améliorer la sensibilité tout en gardant un angle de détection réduit, la partie sensible des compteurs a été entourée par un empilement alterné de rondelles de plomb et de matière plastique ayant chacune 1 mm d'épaisseur longitudinalement et 5 mm transversalement, soit 15 rondelles de plastique et 14 rondelles de plomb. Le boîtier est fermé par des couvercles en plomb.

3.3. "Effet de puits", amélioration

Dans le premier modèle conçu les couvercles avaient 5 mm d'épaisseur et les résistances cathodiques des compteurs avaient été placées à l'in-

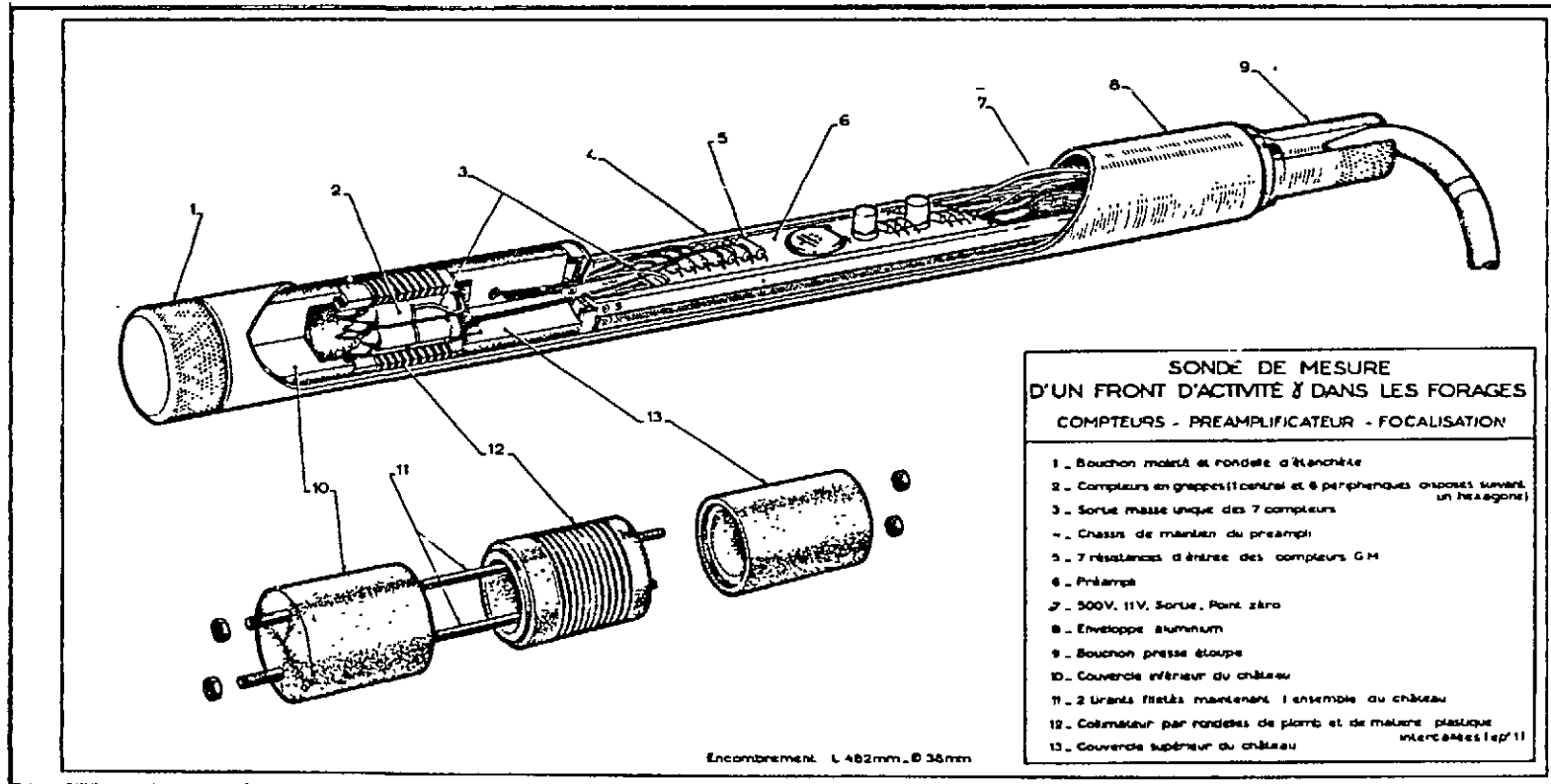


Fig. 2

rieur du boîtier pour limiter à 2 les passages de câbles.

Au cours des essais on a constaté que le comptage était affecté par un "effet de puits", les rayons canalisés par la partie vide du tubage d'accès augmentant le taux de comptage. Cet effet était particulièrement sensible dans le domaine proche du mouvement propre (fig. 3).

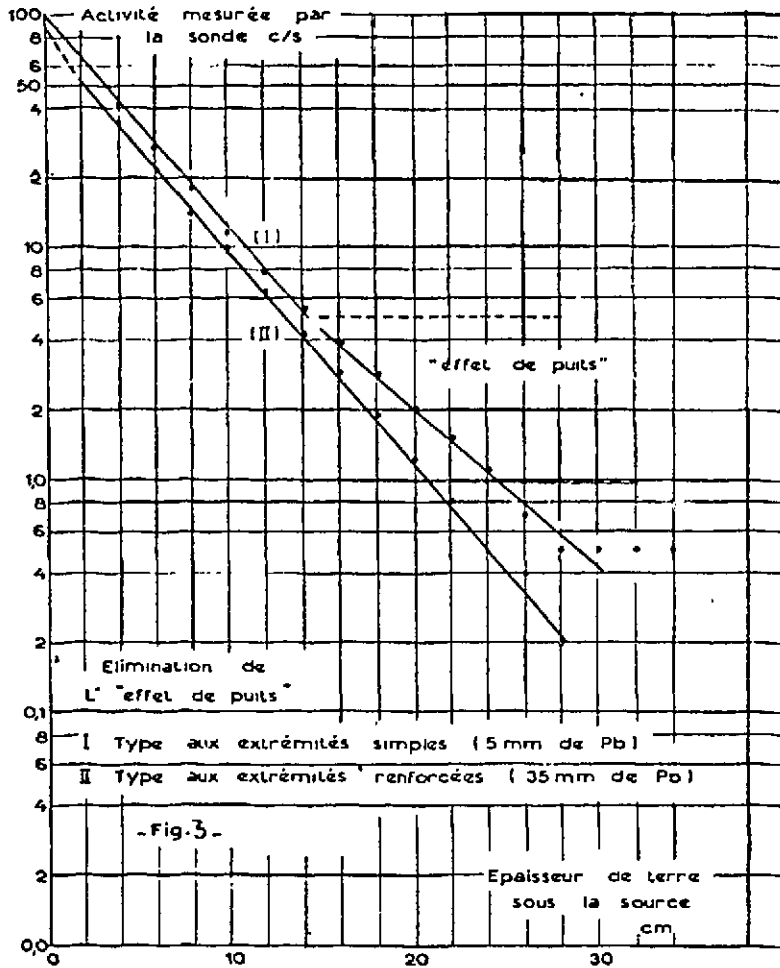


Fig. 3 - Atténuation par le sol des rayons émis par une source plane superficielle, "Effet de puits"

Pour atténuer cet "effet de puits" on a modifié le collimateur en augmentant l'épaisseur des couvercles de plomb aux extrémités du boîtier (35 mm au lieu de 5). Les résistances des G.M. sont alors extérieures au boîtier, les passages de câbles traversant le couvercle en oblique (fig.2).

Avec ce nouveau type de collimateur l'effet de puits n'est plus sensible (fig. 3).

3.4. Performances du collimateur

Pour atténuer d'un facteur 100 le rayonnement d'une source plane placée à la surface du sol il faut une épaisseur de 20 cm de terre pour les mesures effectuées avec une sonde focalisée (fig. 3); si on ôte le collimateur 35 cm sont nécessaires.

Le collimateur permet donc d'améliorer notablement la précision de la délimitation d'un front d'activité.

3.5. Sensibilité de la sonde

Le bruit de fond dans le sol varie de 0,7 à 1,0 c/s selon l'humidité et la composition minéralogique du terrain. Il est donc possible de détecter avec une bonne précision des activités de 1 c/s (bruit de fond déduit).

Un étalonnage a été effectué avec les radioéléments utilisés dans les expériences, tous deux émetteurs gamma.

Dans un sable saturé d'eau 1 c/s correspond à une activité de :

$0,4 \cdot 10^{-3}$ Ci/m³ pour l'iode 131

$0,3 \cdot 10^{-3}$ Ci/m³ pour le strontium 85

Le collimateur absorbe une fraction notable du rayonnement. Des sondes non focalisées peuvent être utilisées si on cherche à mesurer un niveau moyen d'activité sans vouloir délimiter un front avec précision.

4. - CONTAMINATION PAR DES CORPS RADIOACTIFS PEU RETENUS PAR LE SOL

4.1. Choix de l'iode 131

Pour étudier la cinétique du déplacement du type de radioélément peu retenu par le sol on a choisi l'iode 131 sous sa forme anionique (NaI) pour diverses raisons :

L'iode 131 a déjà été utilisé souvent en hydrogéologie comme traqueur des eaux souterraines [5] [6] [7] [8].

Sa courte période (8 jours) rend son utilisation compatible avec la sûreté en évitant que le sol ne soit pollué pendant une longue durée.

Son rayonnement γ est assez énergétique (80 % à 0,36 MeV; 9 % à 0,64 et 3 % à 0,72) pour pouvoir être détecté dans un tubage.

Bien qu'il n'entre pas dans le cadre de cet exposé d'étudier les phénomènes géochimiques régissant la rétention de l'iode 131 par le sol, signalons que d'après MANZOOR et BABCOCK [9] l'iode 131 sans entraîneur sous forme I^- est retenu en grande partie par la matière organique du sol alors que la rétention par échange d'anions sur les minéraux argileux est faible. D'après JACOBS [10] sous sa forme I^0 et particulièrement en vapeurs (I_2) ^{131}I est adsorbé par les minéraux argileux.

4.2. Les expériences

Les expériences ont été effectuées selon la technique décrite dans [1]. Dans une cuvette ($0,64 m^2$) centrée sur le tube C, l'eau marquée a été rejetée en continu sous charge constante ou par petites quantités.

On a réalisé 6 expériences de rejet dans le sol (R I 1 à R I 6) et 2 en lysimètre (L I 1 et L I 2). R I 2 perturbée par des infiltrations préférentielles le long du tubage d'accès n'a pas été exploitée.

Voir Tableau I ci-après.

TABEAU I

LES EXPERIENCES DE REJET DANS LE SOL D'EAU MARQUEE A L'¹³¹I

Expériences	Hauteur d'eau rejetée mm	Nombre de tubes	Activité totale mCi	Activité spéc. µCi/l	Durée du rejet	Durée de l'expérience	Eau inactive (mm) Lessivage	Phénomènes étudiés
R I 1	700	5	11,6	26	12h	20 j		Mise au point. Stabilité VDSC* pendant l'assèchement.
R I 3	350	3	11,8	54	6h	24 j	3500	Comparaison VDSM** et VDSC*. Conc. en surface. Lessivage.
R I 4	50	1	1,5	50	1h	18 j	2000	Gradient de Conc. Lessivage
R I 5	350	1	8	36	6h	8 j		Gradient de conc. Evolution des fronts pendant le rejet.
R I 6	350 (0,01N NaI)	1	1	3	12h	4 j	860	Influence de l'entraîneur NaI. Rejet et élution.

* VDSC Volume de sol contaminé

** VDSM Volume de sol mouillé

1
6
1

4.3. Coincidence des fronts d'activité et d'humidité

Toutes les expériences ont montré que les fronts d'humidité et d'activité étaient confondus comme le montre la figure 4 représentant les profils d'augmentation d' H_v et d'activité à la fin du rejet lors de l'expérience R I 3.

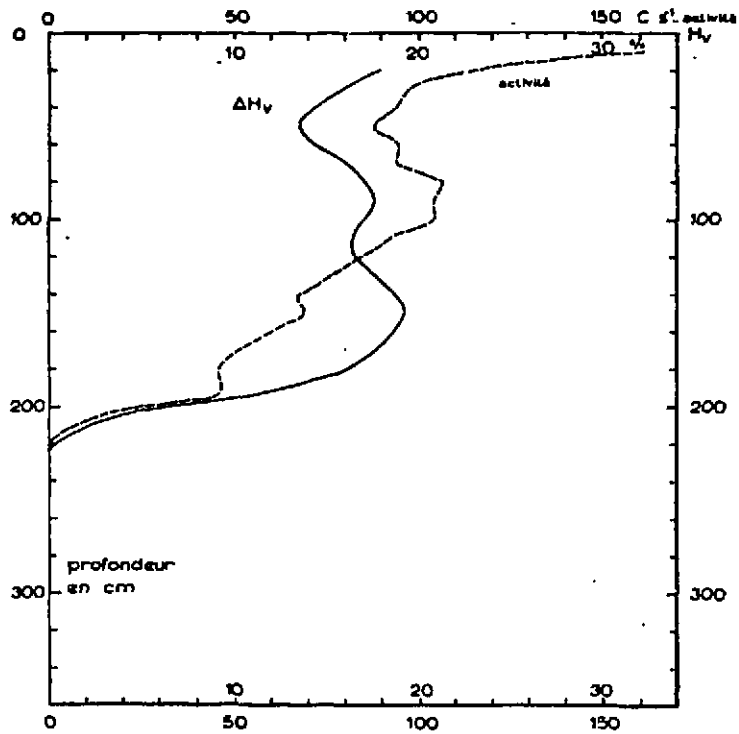


Fig. 4 - Coïncidence des fronts d'activité en ^{131}I et d'humidité
(Exp. R I 3, fin de rejet de 350 mm)

La figure 5 montre l'évolution de ces profils pendant et après le rejet lors de l'expérience R I 5. Il y a coïncidence des fronts d'activité d' H_v qui progressent simultanément pendant la durée du rejet.

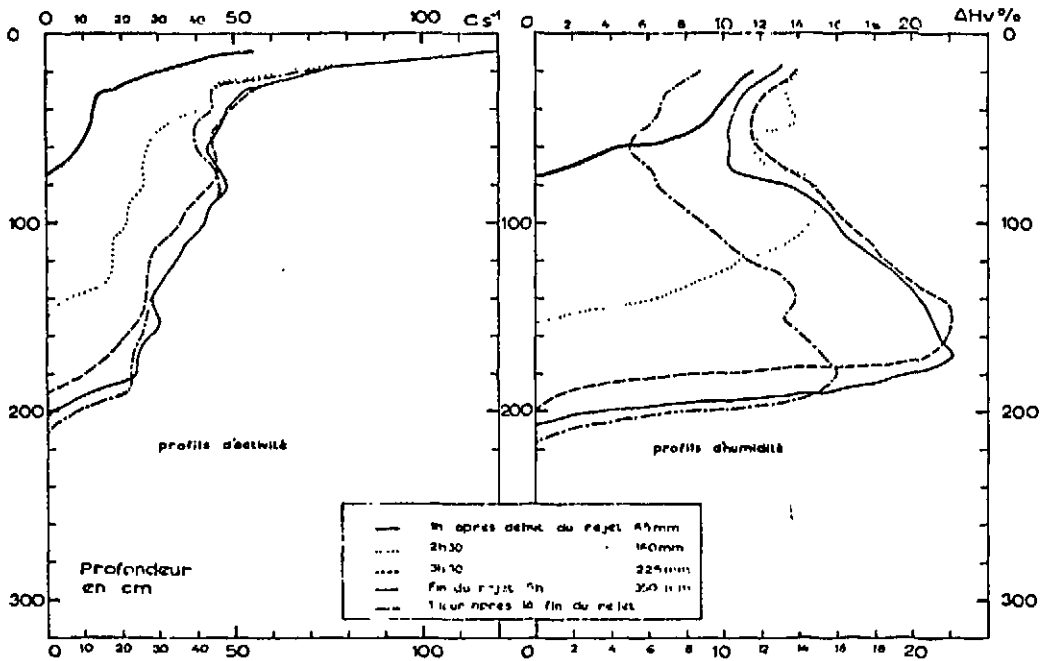


Fig. 5 - Evolutions comparées des profils et coïncidence des fronts d' H_v et d'activité en ^{131}I (Exp. R I 5, tube C).

$I,^{131}I$ sans entraîneur pourrait donc être considéré comme un bon traceur de l'eau, mais on verra dans la suite de cet exposé que seule une faible partie de l'iode est mobile et suit l'eau, la majeure partie est retenue par le sol.

4.4. Evolution du volume de sol mouillé et du volume de sol contaminé durant l'infiltration, la redistribution et l'assèchement

Ce phénomène a été étudié au cours des expériences R I 1 et R I 3, on examine particulièrement R I 3. On trace donc les coupes du volume de sol mouillé et du volume de sol contaminé dont on peut observer l'évolution dans les temps (fig. 6).

4.4.1. VDSM et VDSC à la fin du rejet

A l'instant de la fin du rejet d'eau en surface (quand il n'y a plus d'eau en charge dans la cuvette), les fronts d' H_v et d'activité ont atteint simultanément 210 cm de profondeur. L'eau a aussi diffusé latéralement en entraînant l'activité, le transfert latéral a été plus important entre les profondeurs -20 et -60 cm. VDSM et VDSC ont sensiblement les mêmes limites.

4.4.2. Phase de redistribution de l'eau

Vingt-quatre heures après la fin du rejet, il y a eu redistribution de l'eau dans le sol sous l'effet de la pesanteur et de la succion. La teneur en eau a fortement diminué au sein du volume de sol mouillé mais ses limites (front d' H_v) ont progressé vers le bas (-230 cm) et latéralement.

Pendant la redistribution l'eau se déplace en phase liquide, l'iode progresse simultanément. Les VDSM et VDSC restent sensiblement confondus.

4.4.3. Phase d'assèchement

A partir du 2ème jour après le rejet, le front d'humidité cesse de progresser tandis que le VDSM s'assèche rapidement (l'expérience s'est déroulée en plein été) sous l'effet de l'évapotranspiration entraînant des mouvements d'eau en phase vapeur. Le sol tend à reprendre son humidité initiale qu'il a pratiquement retrouvé 10 jours après la fin du rejet. - On constate par contre que le volume de sol contaminé reste stable, il n'y a pas de mouvements sensibles d'iode pendant l'assèchement.

Il y a donc fixation de la contamination, ceci est en accord avec le fait qu'en l'absence de mouvements d'eau liquide il n'y a pas de mouvement d'iode dans le sol dans la mesure où celui-ci demeure sous forme anionique.

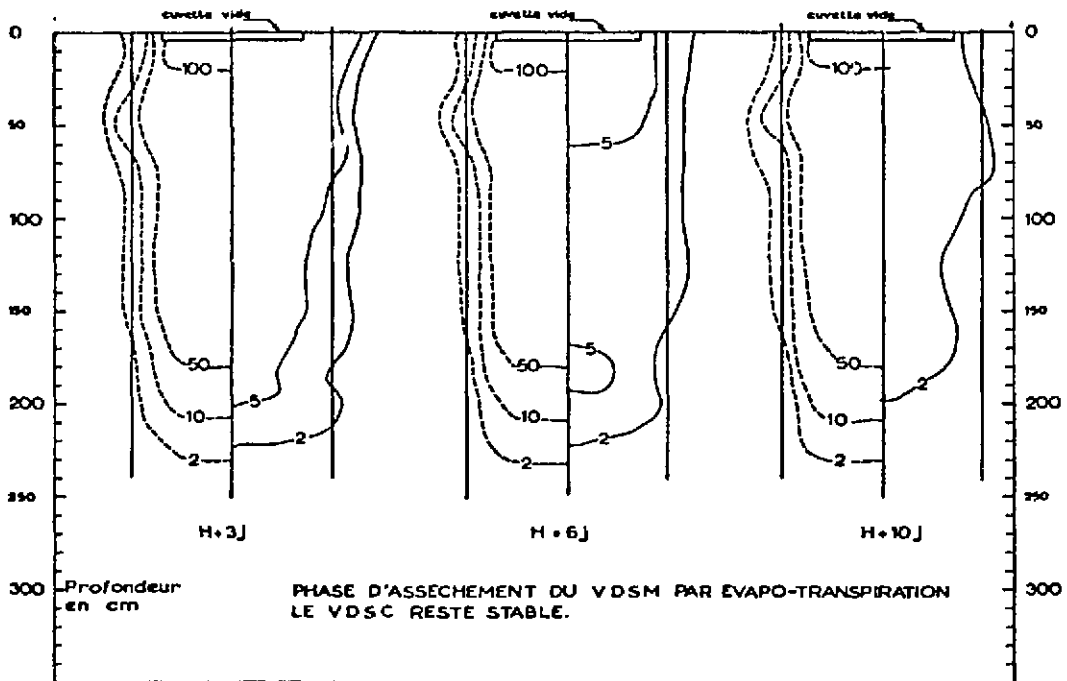
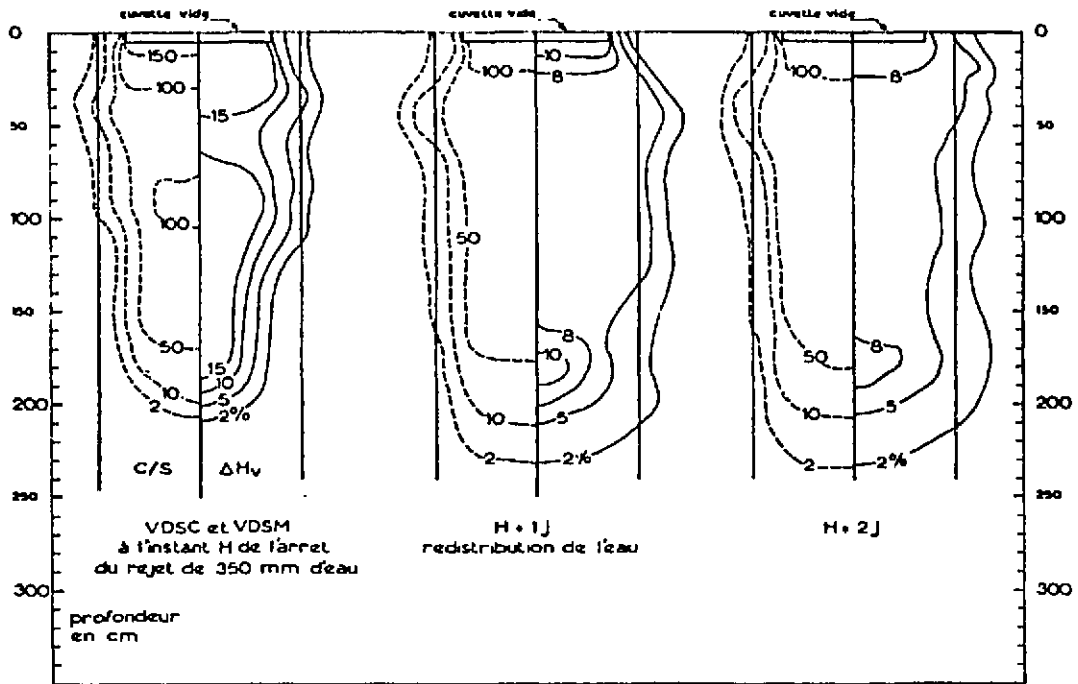


Fig. 6 - Evolution des volumes de sols mouillés et contaminés après infiltration de 350 mm d'eau marquée par de 1^{131}I . (Activité ramenée au temps $T = 0$)

4.5. Répartition de l'activité le long du profil

Au cours de toutes les expériences d'eau marquée à l'iode 131 à l'état de trace sans entraîneur inactif on a remarqué une forte concentration de la radioactivité à la surface du sol.

L'examen des figures 4 et 5 (exp. R I 3 et R I 5) montre que ce gradient de concentration d'activité dans les 30 premiers cm est sans relation avec la teneur correspondante en humidité. Au-dessous de cette couche le gradient d'activité est moins important.

Cette concentration d'activité en surface indique qu'il y a rétention de l'iode 131 par le sol et que seule une partie du traceur suit l'eau: il est vraisemblable si l'on se réfère à l'étude [9] que cette rétention est due en grande partie à la matière organique plus abondante dans les couches superficielles du sol.

Ceci conduit à étudier le comportement de cet iode fixé en cas de lessivage par de l'eau inactive.

4.6. Lessivage de la contamination en place par de l'eau naturelle

Le comportement de l' ^{131}I en place dans le sol sous l'effet du lessivage par des eaux inactives a été étudié dans les expériences RI3 et RI4; on a pu observer que seule une faible partie de l'iode était entraînée.

On étudie spécialement l'expérience R I 4 : figure 7.

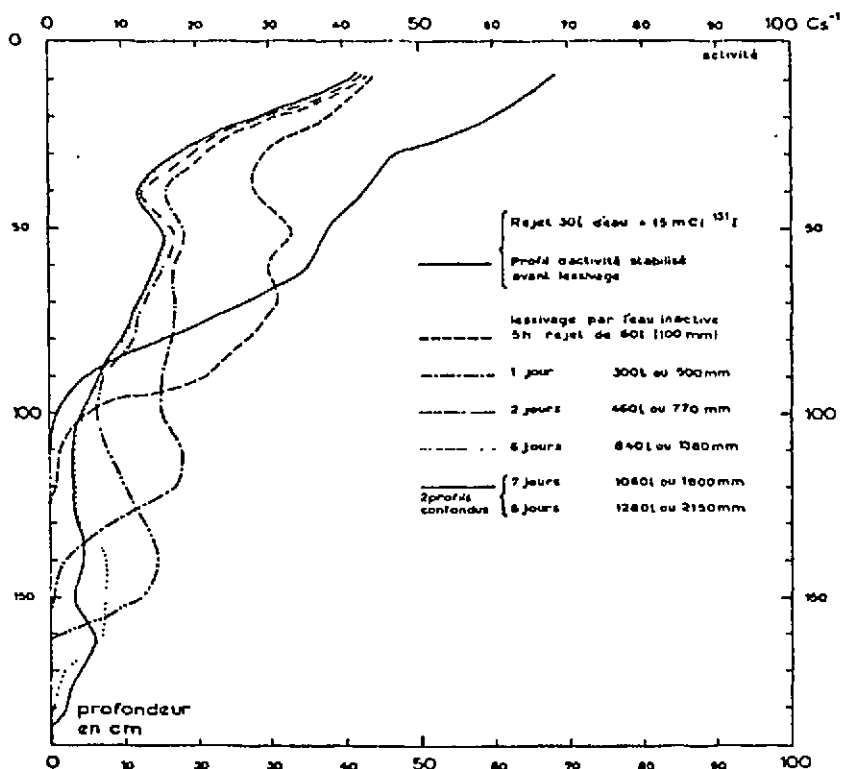


Fig. 7 - Evolution des profils d'activité (^{131}I) sous l'effet d'un lessivage par de l'eau inactive (Exp. R I 4)

Le sol a d'abord été contaminé par un rejet de 50 mm d'eau marqué à l' ^{131}I (1,5 mCi dans 30 l). 5 jours après le rejet le profil d'activité est bien stabilisé.

On déverse alors dans la cuvette de grands volumes d'eau naturelle inactive (1 300 l ou 2 150 mm) selon un rejet semi-continu pendant 8 jours et on mesure régulièrement l'évolution des profils d'activité sous l'influence de ce lessivage.

Après 5h de rejet et 100 mm infiltrés on constate que l'activité a nettement diminué tout le long du profil et que le front d'activité a progressé vers le bas en suivant le front d'humidité. L'eau a donc entraîné une partie de l'iode.

Après 1 et 2 jours de rejet soit 500 et 770 mm infiltrés, on continue d'observer la progression vers le bas du front d'activité tandis que la concentration en iode diminue encore le long du profil; par contre dans les couches supérieures (0 à 40 cm) l'activité tend à se stabiliser.

Par la suite jusqu'au 6ème jour de rejet (1 800 mm infiltrés) les profils évoluent très peu, on remarque encore une légère progression vers le bas.

Au-delà de 1 800 mm infiltrés le profil d'activité reste inchangé quel que soit le volume d'eau rejeté. Il n'y a plus de mouvements d'iode qui est fixé de façon stable.

Les essais de lessivage effectués lors de l'expérience R I 3 ont donné des résultats semblables : les profils d'activité se stabilisent après lessivage par une infiltration de 1 100 mm d'eau. Le rejet a duré 10 jours et 3 600 mm d'eau se sont infiltrés; tous les profils tracés après l'infiltration de 1 100 premiers mm sont superposés.

A la lumière de ces diverses expériences, on peut donc déjà considérer que le comportement de l'iode 131 sans entraîneur dans le sol correspond à 3 processus :

- une partie de l'iode progresse avec l'eau d'infiltration;
- une partie est retenue par le sol mais peut être entraînée par lessivage;
- une partie est fixée de façon irréversible dans le sol.

On verra à partir d'expériences effectuées en lysimètre que ce type de sol peut fixer 72 % de l'iode 131 I utilisé.

4.7. Influence de teneurs pondérables en iode

On compare les expériences R I 5 et R I 6 effectuées sous les mêmes conditions, infiltration de 400 mm d'eau après rejet de 240 l marqués par 8,6 et 9 mCi d' 131 I, mais dans l'eau de rejet de l'expérience R I 6 on a ajouté de l'iode inactif en quantité pondérable : concentration 0,01 N en NaI.

Les profils d'activité de ces expériences mesurés 1 jour après la fin du rejet sont portés en un même graphe : figure 8.

On constate qu'après le rejet avec entraîneur la concentration d'activité superficielle est nettement moins élevée (87 c.s^{-1} contre 140 à 10 cm). La concentration d'activité décroît régulièrement et il n'y a pas accumulation d'iode en surface comme dans les autres expériences.

Après assèchement le profil reste stable, l'iode ne diffuse pas en l'absence de mouvements d'eau liquide.

Il fallait donc savoir si cet iode présent en quantité pondérable était fixé par le sol et comment il se comportait sous l'effet du lessivage par de l'eau non iodurée.

La figure 9 montre l'évolution des profils d'activité pendant le lessivage. L'activité décroît rapidement le long du profil, l'iode est entraîné vers le bas par l'eau d'infiltration en suivant le front d'humidité. On arrive rapidement à une décontamination complète de la zone superficielle.

Ainsi l'iode 131 I sous forme traceur est fixé par le sol, cette rétention devient négligeable quand de l'iode stable entraîneur est ajouté à la solution contaminante.

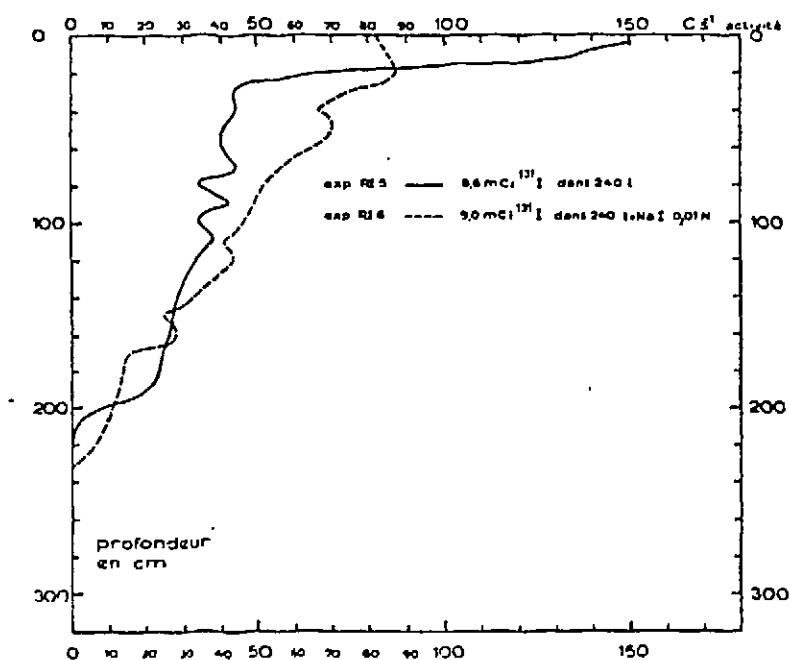


Fig. 8 - Comparaison des profils d'activité après infiltration de 400 mm d'eau marquée à l'¹³¹I avec et sans entraîneur INa. (1 j après la fin du rejet).

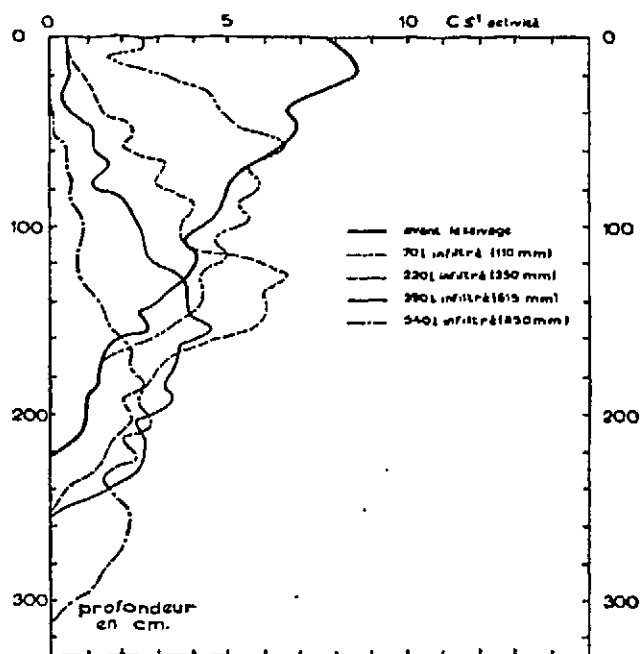


Fig. 9 - Lessivage par l'eau de l'¹³¹I + entraîneur NaI contaminant le sol.

4.8. Etudes quantitatives en lysimètre

Les expériences ont été réalisées dans les lysimètres du Service de Radio-agronomie de CADARACHE : cases de 1 m² de surface contenant 0,9 m³ de terre et pourvues de tubages d'accès de sondes pour les mesures d'activité et d'humidité.

Le principe de l'expérience consiste à contaminer le sol par un petit rejet d'eau (30 l ou 30 mm) marqué par un mélange d'iode 131 et de tritium. Après stabilisation de l'eau et des traceurs dans le sol on procède au lessivage par de grandes quantités d'eau (350 mm).

On recueille alors à la base du lysimètre la solution effluente et on prélève à part 50 cm³ tous les 1 950 cm³ écoulés et sur ce prélèvement on dose donc la concentration (c) en traceur dans un petit volume d V.

On peut ainsi calculer avec précision l'activité totale entraînée en mesurant la primitive de la courbe $c = f(V)$ qui est l'aire sous la courbe. Cette activité entraînée est aussi obtenue par mesure directe de la teneur en traceur du volume total d'eau recueillie. Avec ces 2 méthodes on mesure des valeurs de l'activité effluente voisines à $\pm 1 \%$ (Tableau II).

Tant qu'il y a charge d'eau en surface le débit effluent à la base du lysimètre est constant, quand il n'y a plus de charge le débit décroît pour tendre vers 0, quand le sol atteint sa capacité de rétention.

4.8.1. Lessivage d'un sol marqué à l'iode 131 et au tritium

Le sol est contaminé par 30 mm d'eau contenant 2,76 mCi d'¹³¹I et 2,24 10⁹ cpm de ³H (environ 4 mCi). 24 heures après cette opération il y a stabilisation des profils d'activité et d'humidité.

Voir Tableau II ci-après.

TABLEAU II

BILAN DU LESSIVAGE DU SOL DU LYSIMETRE PAR 342 mm D'EAU
APRES CONTAMINATION PAR 30 mm D'EAU CONTENANT 2,76 mCi d'¹³¹I
ET 2,24 10⁸ cpm d'³H (env. 4 mCi)

		Régime permanent	Régime non-permanent	TOTAL
EAU	Débit effluent	4,35 l/h	4 à 0,005 l/h	
	Volume recueilli	100 l	47 l	147
	Durée	24h	8 j	9 j
¹³¹ I	Activité entraînée (mesure graphique)	173 µCi	38 µCi	211 µCi
	Activité entraînée (comptage de l'eau)	175,0 µCi	38,6 µCi	213,6 µCi
	% entraîné de l'activité initiale	6,3 %	1,4 %	7,7 %
	Concentration	1,75 µCi/l	0,82 µCi/l	
³ H	Activité entraînée (mesure graphique)	4,20 10 ⁸ cpm	2,06 10 ⁸	6,26 10 ⁸ cpm
	Activité entraînée (comptage de l'eau)	4,19 10 ⁸ cpm	2,04 10 ⁸	6,23 10 ⁸ cpm
	% entraîné de l'activité initiale	18,7 %	9,1 %	27,8 %
	Concentration	4,2 10 ⁶ cpm/l	4,3 10 ⁶ cpm/l	

On procède alors au lessivage par 342 mm d'eau (par rejets successifs); le lysimètre reste sans charge d'eau pendant 24 heures; 5 heures après le début du rejet on recueille les premières gouttes à la base de la case, puis rapidement le régime effluent devient constant (Tableau II) et il le demeure tant qu'il y a charge d'eau en surface.

Les courbes de lessivage de l'iode et du tritium sont représentées sur la figure 10 et les résultats dans le Tableau II.

Les bilans d'eau ont été faits par mesure des volumes rejetés et recueillis mais aussi à partir des profils hydriques; on a obtenu une excellente concordance des résultats. Il faut noter que l'humidité initiale du sol obtenue à partir des profils hydriques équivaut à 60 l dans les 900 l de sol.

Comportement du ^3H

Bien que la courbe de lessivage (fig. 10) accuse des irrégularités on ne note pas de décroissance continue de la teneur en tritium dans les prélèvements; d'autre part, il y a très peu de différences entre les concentrations en tritium pendant les percolations en régime permanent et non-permanent (Tableau II).

Le tritium n'est pas retenu par le sol, aussi l'eau de lessivage dilue et entraîne l'eau tritiée intersticielle.

Compte tenu des 60 mm d'humidité initiale, 432 mm d'eau (30 + 342 + 60) ont imprégné le sol et il en est sorti 147 mm. Donc 34 % de l'eau ayant imprégné le sol ont entraîné 28 % du tritium introduit. En poursuivant le lessivage on arriverait à entraîner la totalité du tritium, on a vérifié ceci sur des expériences en colonne mettant en oeuvre de moins grands volumes d'eau.

Comportement de ^{131}I

Au cours de la contamination (rejet de 30 mm d'eau marquée) une grande partie de l'iode s'est concentrée en surface comme le montre le profil d'activité de la figure 11; une autre partie de l'iode reste en solution dans l'eau intersticielle, c'est elle qui est responsable de la modification des profils d'activité pendant la redistribution.

L'eau de lessivage dilue l'eau iodurée intersticielle et entraîne une partie de l'iode fixée (fig. 11).

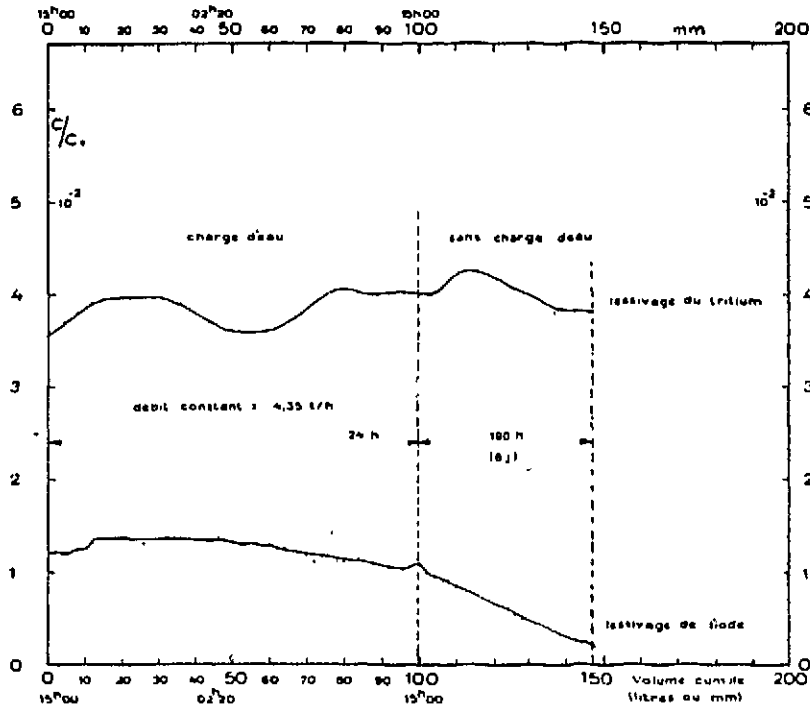


Fig. 10 - Lessivage du tritium et de l'iode 131 contaminant le sol du lysimètre par l'eau.

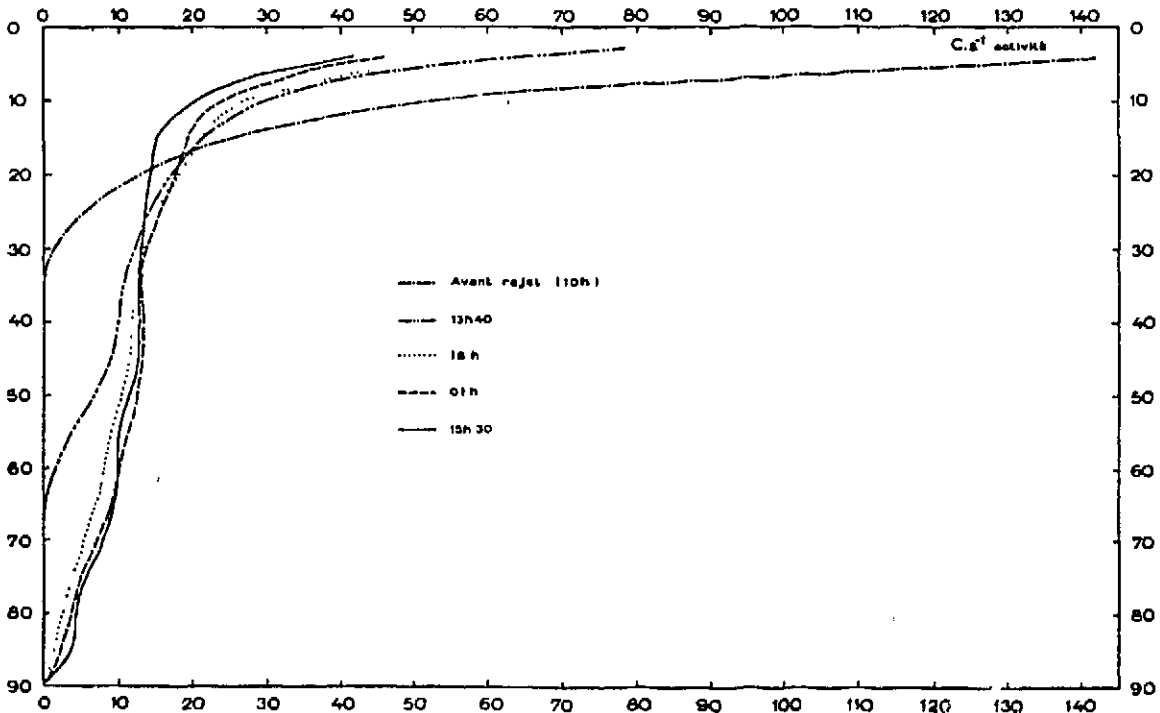


Fig. 11 - Evolution des profils d'activité en 131 I pendant le lessivage du lysimètre.

Pendant la filtration en régime permanent la concentration en iode dans l'eau recueillie reste d'abord constante pendant les 46 premiers mm égouttés (entre 1,86 et 1,90 $\mu\text{Ci}/\text{mm}$). Ensuite cette concentration diminue lentement mais régulièrement (de 1,90 à 1,50 $\mu\text{Ci}/\text{mm}$); l'eau de lessivage enlève des quantités de moins en moins importantes de l'iode fixé dans le sol.

Pendant la filtration sans charge la concentration en iode dans l'eau égouttée décroît très rapidement (fig. 10, Tableau II). Il n'y a plus renouvellement massif d'eau inactive pour extraire et entraîner une partie de l'iode retenu et pour empêcher l'iode en solution de se fixer dans le sol en cours de filtration.

L'étude comparée du lessivage de l'iode 131 et du tritium dans le sol a donc montré (Tableau II et fig. 11) que ces radioéléments avaient des comportements très différents. La même quantité d'eau entraîne 4 fois moins d'iode que de tritium (7,7 % contre 27,8 %); d'autre part, l'extraction du tritium est continue alors que la teneur en iode extrait décroît en cours de lessivage. Il y a fixation de l'iode par le sol.

4.9. Remarques générales sur le comportement de l'iode 131 dans les sols

Ces diverses expériences ont permis de montrer les phénomènes suivants :

- 1.- Au cours de l'infiltration les fronts d'activité et d'humidité sont confondus, les volumes de sol mouillé et de sol contaminé ont les mêmes limites pendant l'infiltration et la redistribution de l'eau. Pendant l'assèchement il y a bien fixation de la contamination en iode.
- 2.- Il se produit une forte concentration d'iode 131 en surface avec un important gradient d'activité entre 0 et 30 cm.
- 3.- Le lessivage intensif par rejet d'eau à la surface du sol contaminé n'entraîne qu'une faible partie de l'iode, la plus grosse

partie reste fixée et il n'y a pas décontamination de la surface.

4.- La présence d'entraîneur inactif modifie profondément le comportement de l'iode 131 . La rétention devient négligeable, il n'y a plus concentration en surface et l'iode est entraîné par lessivage.

La présence d'entraîneur inactif est donc indispensable dans les utilisations de l' ^{131}I comme marqueur des eaux souterraines.

5. - CONTAMINATION DU SOL PAR DES RADIOELEMENTS FORTEMENT RETENUS PAR LES MINERAUX

5.1. Choix du strontium 85

On a choisi le strontium 85 pour étudier ce type de radioéléments pour plusieurs raisons :

- . Le strontium est un élément qui s'échange avec certains cations (Ca^{++} , Na^+ ...) des minéraux argileux et qui migre lentement dans le sol. [11].
- . Le ^{85}Sr est un isotope du ^{90}Sr qui constitue un des radioéléments les plus dangereux parmi les déchets radioactifs (danger biologique, longue période), la courte période du ^{85}Sr (65 jours) est une sécurité pour l'expérimentation.
- . Le ^{85}Sr a un rayonnement gamma assez énergétique (100 % à 510 keV) pour être détecté par la sonde.

5.2. Les expériences

Voir Tableau III ci-après.

TABLEAU III

CARACTERISTIQUES DES EXPERIENCES SUR L'INFILTRATION
DANS LE SOL D'EAU MARQUEE AU ⁸⁵Sr

N° Expé- rience	Volume Hauteur d'eau rejetée	Nombre de tubes	Activité totale rejetée mCi	Durée du rejet j.	Durée de l'ex- périence	Rejet d'eau inactive	Principaux phénomènes étudiés
S R 1	4 400 l 7 040 mm	4	10	26	250	1 000 l 1 600 mm	Vitesse du front d'activité Stabilité du VDSC Concentration en Sr
S R 2	220 l 350 mm	2	5	18h	65	0	Evolution du VDSC Taux de comptage = f (H _v)
S R 3	1 730 l 2 770 mm	3	7	25	25	0	Vitesse des fronts H _v et act. Evolution VDSM et VDSC
S R 4	2 200 l 3 500 mm	1	3,3	15	15	0	Vérifications diverses
S R 5	220 l 350 mm	1	6	1,5	16	440 l 700 mm	Influence de la teneur en Ca de l'eau de lessivage
S R 6	500 l (800mm)	1	10	4			Influence de la teneur en Ca de l'eau.

Les expériences ont été faites sur le terrain d'essai déjà utilisées lors des études sur l'infiltration décrite dans [1]. L'expérience S R 1 a été réalisée sur un emplacement déjà utilisé lors de l'expérience de rejet R C 1; on s'est aperçu que les caractéristiques du sol avaient été profondément modifiées par le lessivage consécutif à un rejet important (débit d'infiltration plus grand, vitesse du front plus rapide). Aussi, les autres expériences ont-elles été réalisées à partir de tubages implantés dans une zone qui n'avait pas été perturbée par de précédents rejets.

5.3. Les profils d'activité

Les profils d'activité en profondeur du ^{85}Sr évoluent au cours du rejet. La figure 12 représente l'évolution de ces profils à divers instants de l'expérience de rejet continu S R 1 qui a duré 26 jours. La diffusion vers le bas du ^{85}Sr est lente, beaucoup plus lente que celle de l' ^{131}I (voir fig. 5). Le ^{85}Sr s'accumule en surface, tous les profils accusent un fort gradient de concentration qui augmente avec l'apport d'eau marquée en ^{85}Sr .

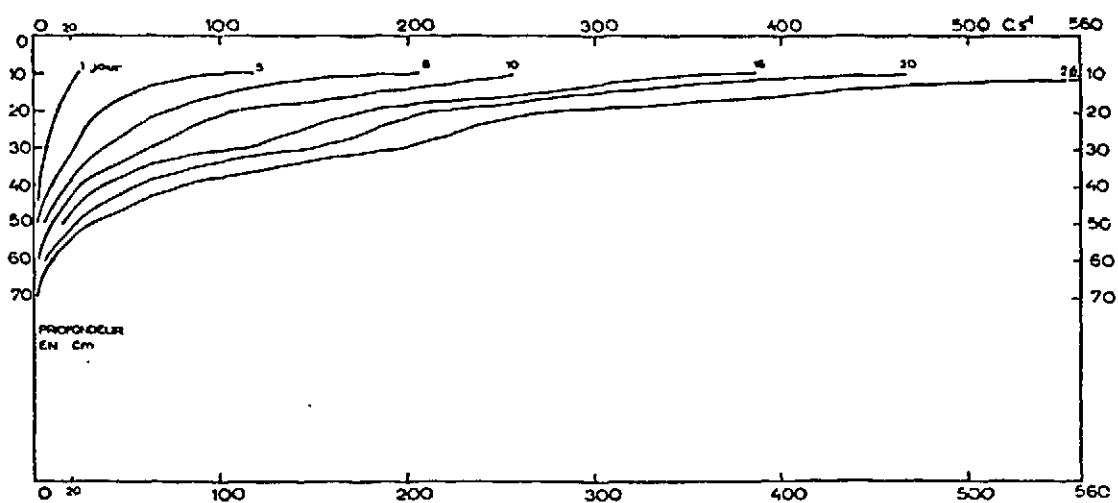
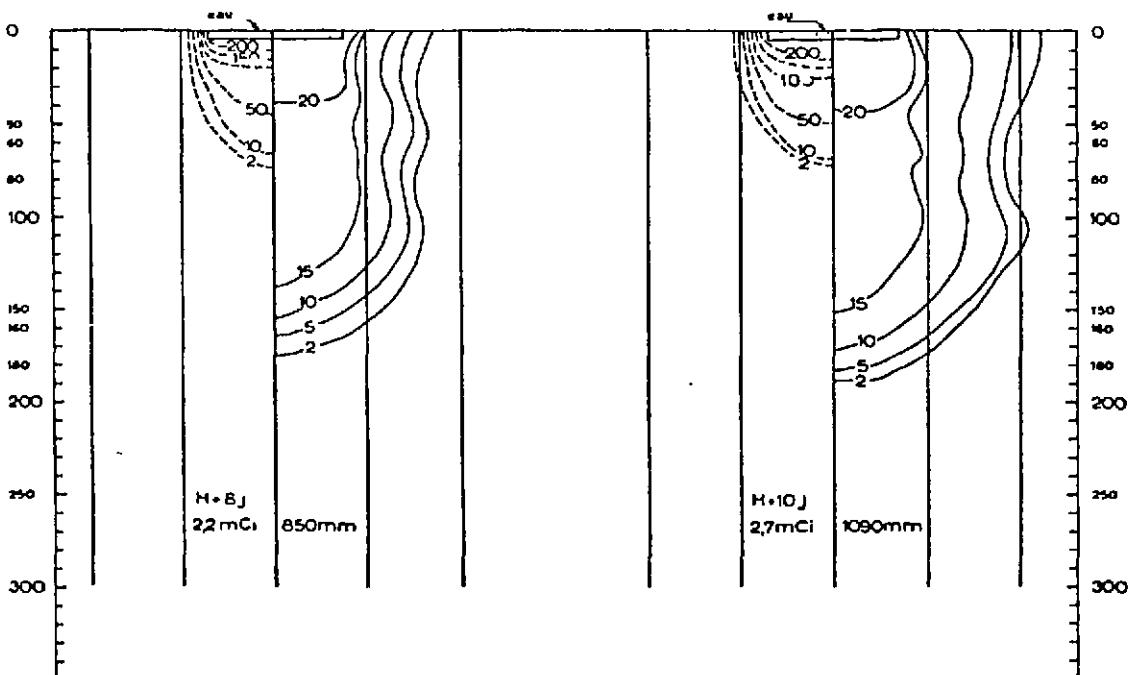
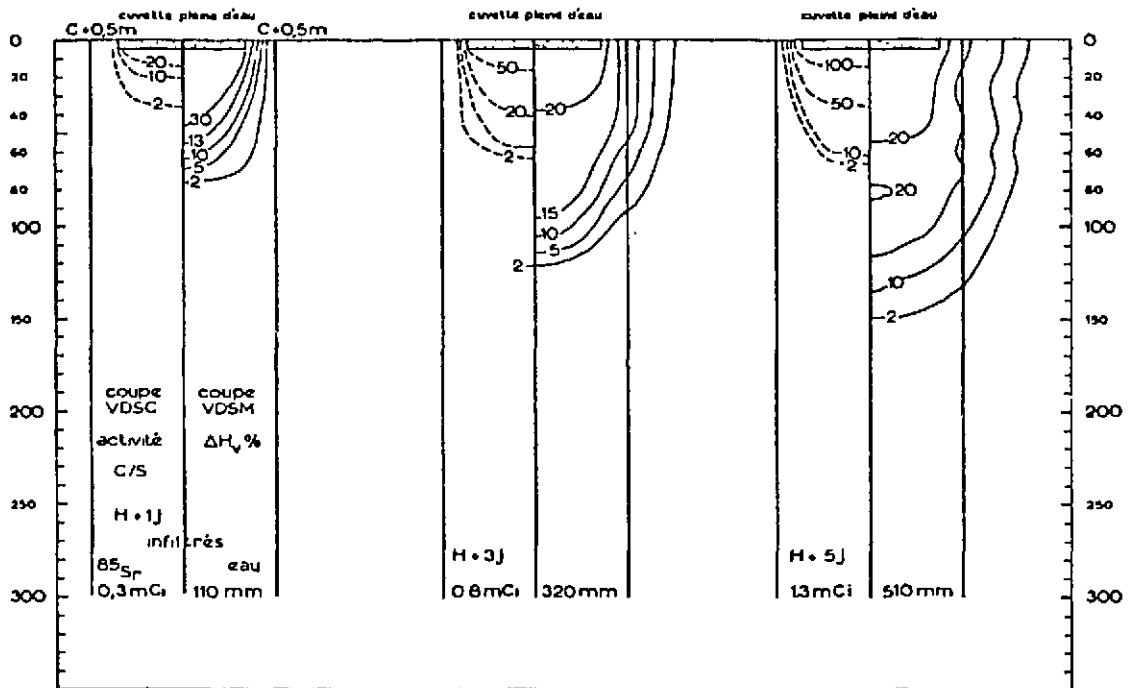


Fig. 12 - Evolution des profils d'activité du ^{85}Sr dans le sol (Exp. SR1, rejet continu pendant 26 jours).

5.4. Evolution du volume de sol contaminé et du volume de sol mouillé

Les mesures du VDSC comparées à celles du VDSM ont été faites selon la méthode décrite au paragraphe 2.1 et déjà utilisée pour l'¹³¹I (4.4).

On examine l'expérience S R 3 : figure 13.



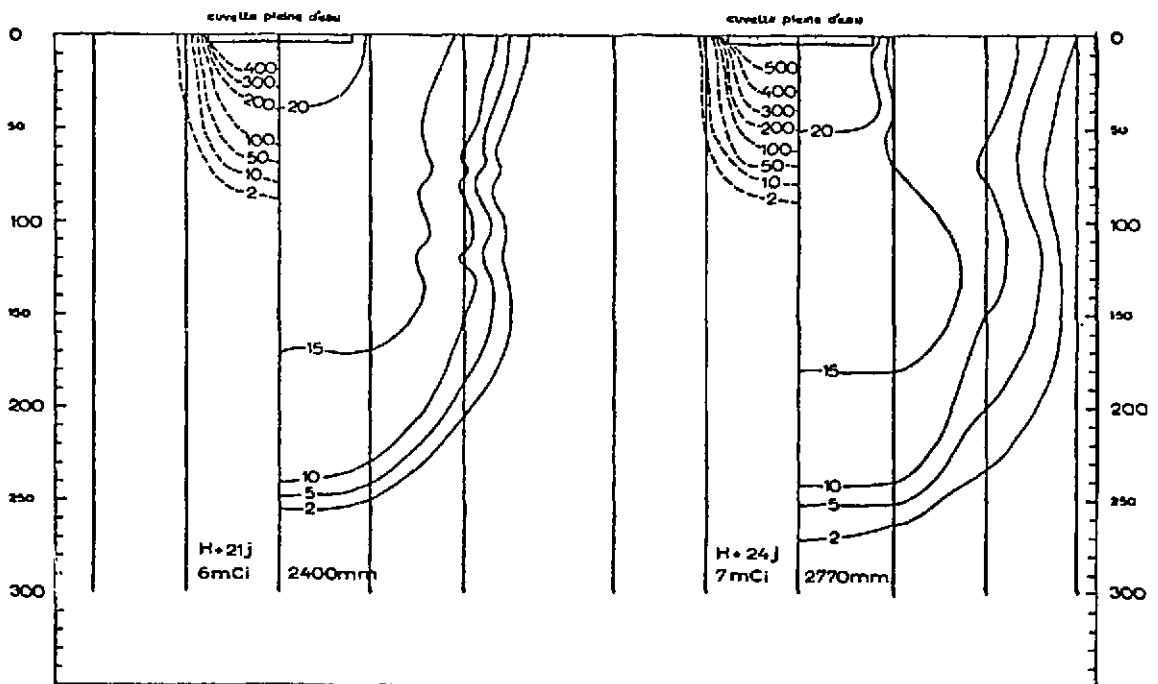
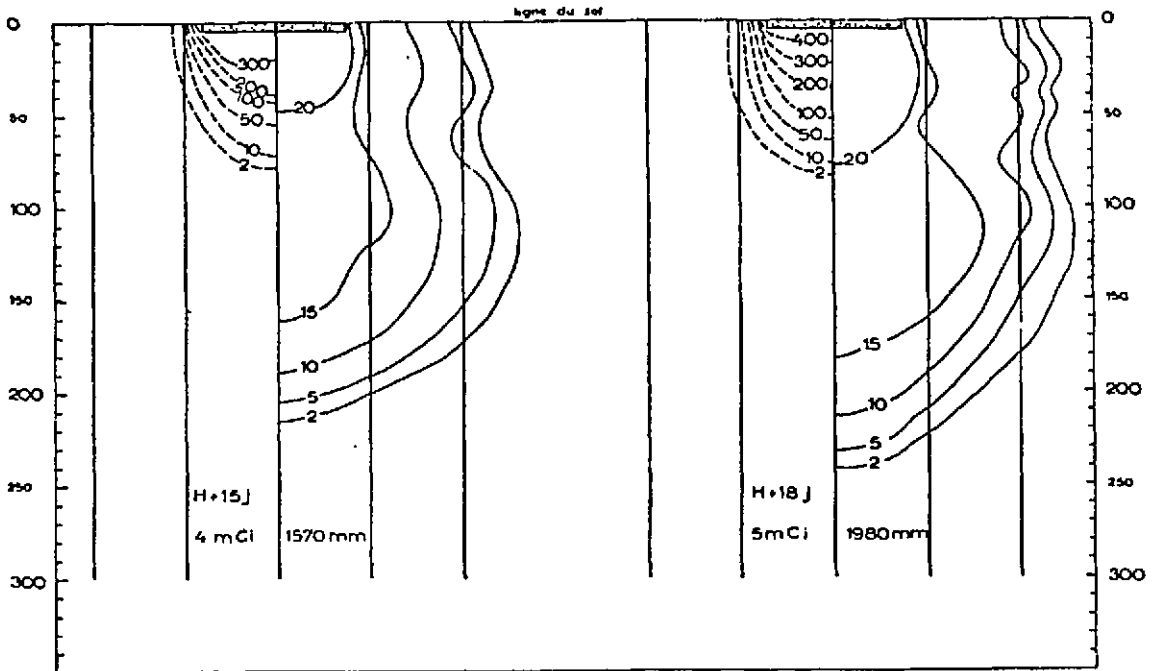


Fig. 13 - Evolution du volume de sol mouillé et du volume de sol contaminé pendant infiltration continue d'eau marquée au ^{86}Sr (Exp. S R 3)

Le VDSM évolue régulièrement selon des caractéristiques (vitesse d'infiltration, vitesse du front d' H_v , limites) conformes à celles décrites dans [1].

Le VDSC est délimité par les courbes d'égale activité mesurées en $c.s^{-1}$ mouvement propre ($0,9 c.s^{-1}$) déduit et correction de décroissance effectuée.

Les courbes du VDSC sont représentées dans un demi plan en regard avec les coupes correspondantes du VDSM.

5.4.1. Evolution du VDSC au début du rejet

Pendant les premiers jours du rejet continu le ^{85}Sr diffuse rapidement, il a atteint le 3ème jour la profondeur de -50 cm. La diffusion s'effectue ensuite beaucoup plus lentement et régulièrement.

Ce phénomène de diffusion rapide du ^{85}Sr dans les couches superficielles peut admettre plusieurs explications.

On a déjà vu dans [1] que l'infiltration de l'eau est toujours plus rapide au début du rejet, l'eau atteint rapidement 80 à 100 cm de profondeur le premier jour, autour de -150 cm vers le 5ème jour; par la suite le front diffuse à la vitesse lente et régulière de $6 cm.j^{-1}$.

Au début d'un rejet continu sous charge d'eau le gradient hydraulique est plus important; il tend vers 1 quand l'eau atteint une certaine profondeur. D'autre part il existe dans les couches superficielles une "perméabilité en grand" par fissures consécutives à des cavités créées par des débris végétaux, d'anciennes racines ou par des galeries d'insectes ou de vers annélides.

5.4.2. Evolution du VDSC pendant l'infiltration (fig. 13)

Une fois la profondeur de 50 cm dépassée, le régime se stabilise et le ^{85}Sr migre vers le bas à vitesse lente et régulière.

Les mouvements latéraux du ^{85}Sr sont très faibles; alors qu'à la fin de l'expérience l'eau a diffusé dans un rayon de 150 cm autour du tube central, le ^{85}Sr a seulement migré dans un rayon légèrement supérieur à 50 cm, mais comme la cuvette de rejet a 45 cm de rayon, on peut

considérer que le ^{85}Sr a migré latéralement selon une auréole d'une dizaine de cm de large.

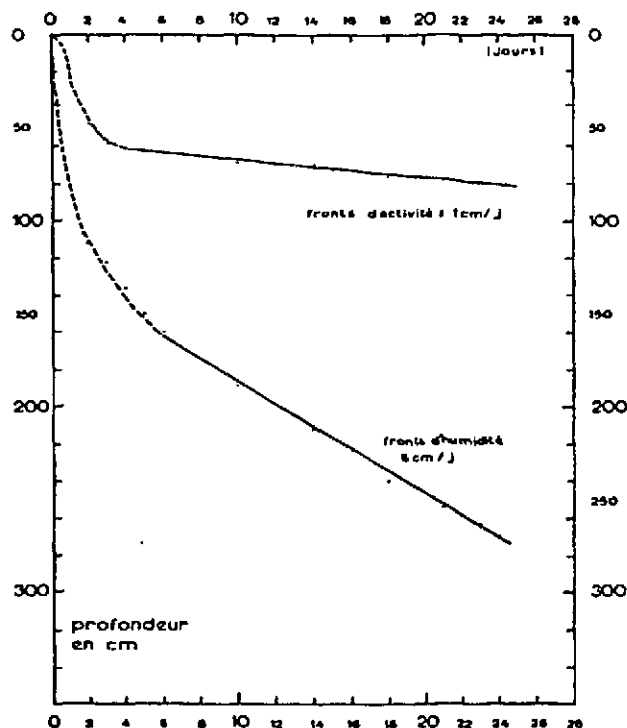
5.4.3. Confinement de la contamination

Lors de l'expérience S R 2 les mesures ont été poursuivies 65 jours après l'arrêt du rejet d'eau marquée et on a pu vérifier qu'en l'absence de mouvement d'eau liquide les limites du VDSC restaient inchangées.

5.5. Vitesse d'avancement du front d'activité et du front d'humidité

On choisit comme front d'activité une valeur de l'activité du sol suffisamment basse pour représenter un front mais assez supérieure au mouvement propre pour être détectée avec précision. Pratiquement on utilise l'activité de 10 c. sec^{-1} dont la mesure sur les profils d'activité est plus précise que pour les valeurs plus basses mais on a vérifié qu'un front à 10 c. s^{-1} ou à 1 c. s^{-1} évoluent sensiblement de la même façon.

Comme front d'humidité on utilise toujours la valeur 2 % H_v .



Les diverses positions des fronts d'activité et d'humidité en fonction du temps pendant l'infiltration lors de l'expérience S R 3 sont représentées sur la figure 14.

Après les mouvements rapides des premiers jours, les fronts d'activité et d'humidité progressent à vitesse constante.

Fig. 14 - Vitesses d'avancement du front d'humidité et du front d'activité en ^{85}Sr (Exp. S R 1).

La vitesse d'avancement du front d'humidité après la régularisation est de 6 cm.j^{-1} . Cette valeur est la même que celles trouvées lors des expériences décrites dans [1] où on avait établi que dans un sol donné la vitesse du front d' H_v était la même quelle que soit l'humidité initiale.

La vitesse du front d'activité après la régularisation du régime est de 1 cm.j^{-1} .

Le front d'activité du ^{85}Sr progresse 6 fois moins vite que le front d'humidité dans ce type de sol.

5.6. Accumulation du ^{85}Sr à la surface du sol

La concentration en ^{85}Sr dans l'eau de rejet est constante; or on a vu que le volume de sol mouillé se développe plus rapidement que le volume de sol contaminé; il en résulte une augmentation régulière de la concentration en ^{85}Sr aux différents niveaux.

Cette accumulation en ^{85}Sr peut s'observer dans l'examen des évolutions des profils d'activité (fig. 12) ou des VDSC (fig. 13) pendant un rejet.

Au cours de l'expérience S R 1 (voir Tableau III et fig. 13) le débit d'infiltration de l'eau marquée s'est régularisé après le 8^{ème} jour, il s'infiltré alors $0,417 \text{ mCi/j}$ ($2,5 \text{ mCi}$ tous les 6 jours). Sur la figure 15 est portée la concentration en ^{85}Sr à différents niveaux en fonction du temps ou de l'activité rejetée. A partir du 8^{ème} jour les points sont alignés, l'augmentation de la concentration en ^{85}Sr à chaque niveau est donc constante. On peut ainsi mesurer à chaque niveau atteint par la contamination pendant un rejet continu la vitesse d'augmentation de la concentration en ^{85}Sr .

On peut voir en particulier que le ^{85}Sr s'accumule 50 fois plus rapidement au niveau -10 cm qu'au niveau -60 cm .

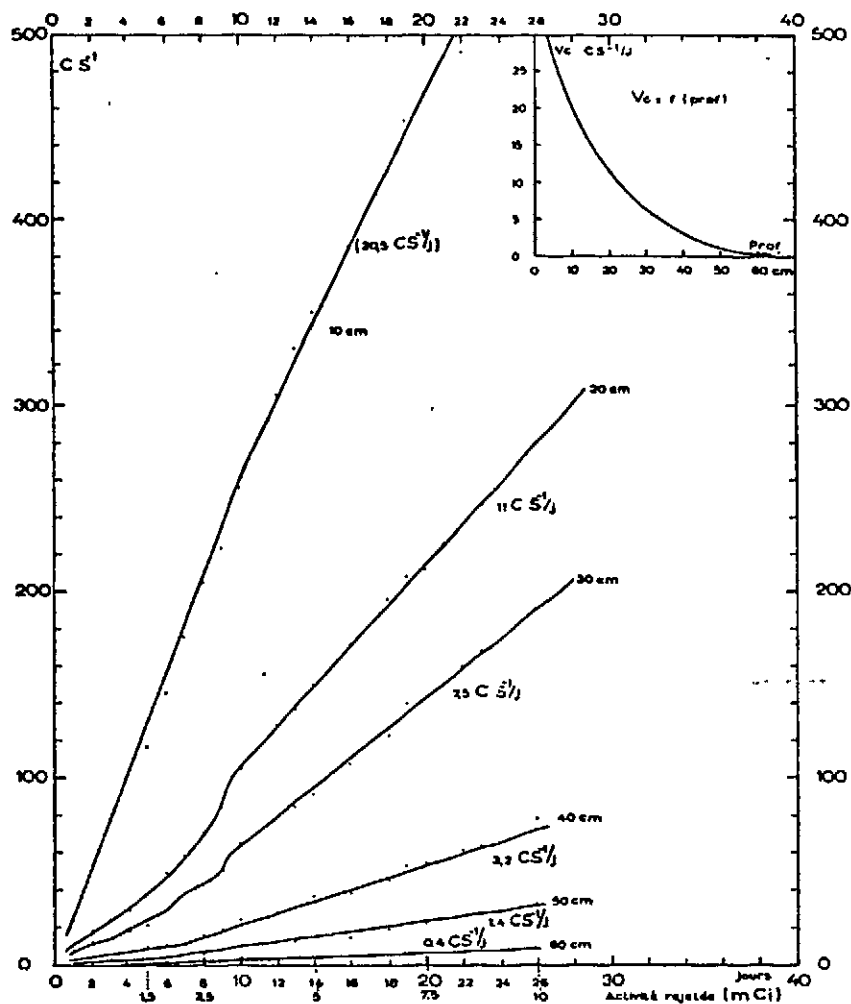


Fig. 15 - Accumulation du ^{85}Sr à différents niveaux du sol pendant un rejet continu (Exp. S R 1).

5.7. Lessivage d'un sol contaminé au ^{85}Sr par des eaux non actives

On sait que le volume de sol contaminé au ^{85}Sr reste bien stable en l'absence de mouvement d'eau liquide. Il importe alors de connaître le comportement du ^{85}Sr retenu dans le sol sous l'effet d'un lessivage par de l'eau inactive.

5.7.1. Lessivage du ^{85}Sr par de l'eau naturelle

Lors de l'expérience S R 1 on a observé que 3 mois après la fin du rejet le profil d'activité était resté le même et que le volume de sol contaminé n'avait pas évolué.

On a alors effectué un lessivage continu par un rejet de 1 600 mm (1 000 l) sur l'aire contaminée. On constate (Tableau IV) que ce lessivage ne provoque pas de modifications significatives du profil sauf dans la couche superficielle à -10 cm où l'activité a diminué de 20 % (de 560 à 465 c.s⁻¹). On peut en conclure que le ⁸⁵Sr est fixé fortement par le sol, un lessivage par des quantités importantes d'eau n'entraîne qu'une faible fraction de l'activité.

TABLEAU IV

EVOLUTION DES PROFILS DE L'ACTIVITE EN ⁸⁵Sr DU SOL
SOUS L'EFFET DU LESSIVAGE

Profondeur cm	Profil avant lessivage	Profils d'activité (choc.s ⁻¹) pendant le lessivage par :				
		350 mm	700 mm	1 050 mm	1 400 mm	1 600 mm
10	560	555	560	502	486	465
20	298	300	302	301	293	285
30	210	225	226	225	225	215
40	99	102	103	112	110	107
50	38	43	43	43	46	42
60	13	14	14	15	16	13
70	4,4	4,5	4,8	5,1	5,0	5,0
80	1,5	1,4	1,3	1,4	1,1	1,1
90	0	0,4	0,7	0,4	0,5	0,7
100	0	0	0	0	0	0

5.7.2. Lessivage par de l'eau chargée en calcium

On sait [1] que la valeur du coefficient de distribution (Kd) du ^{86}Sr entre l'eau et le sol est fonction des teneurs en Sr^{2+} ou Ca^{2+} de l'eau. Les courbes $\text{Kd}_{\text{Sr}} = f(C_{\text{Ca}})$ et $\text{Kd}_{\text{Sr}} = f(C_{\text{Sr}})$ représentée sur la figure 16 sont pratiquement confondues dans la zone des fortes concentrations en Ca ou Sr quand celles-ci sont grandes devant la teneur naturelle en Ca^{++} de l'eau du site. Cela prouve que les cinétiques d'absorption du Ca et du Sr par le sol de CADARACHE sont analogues.

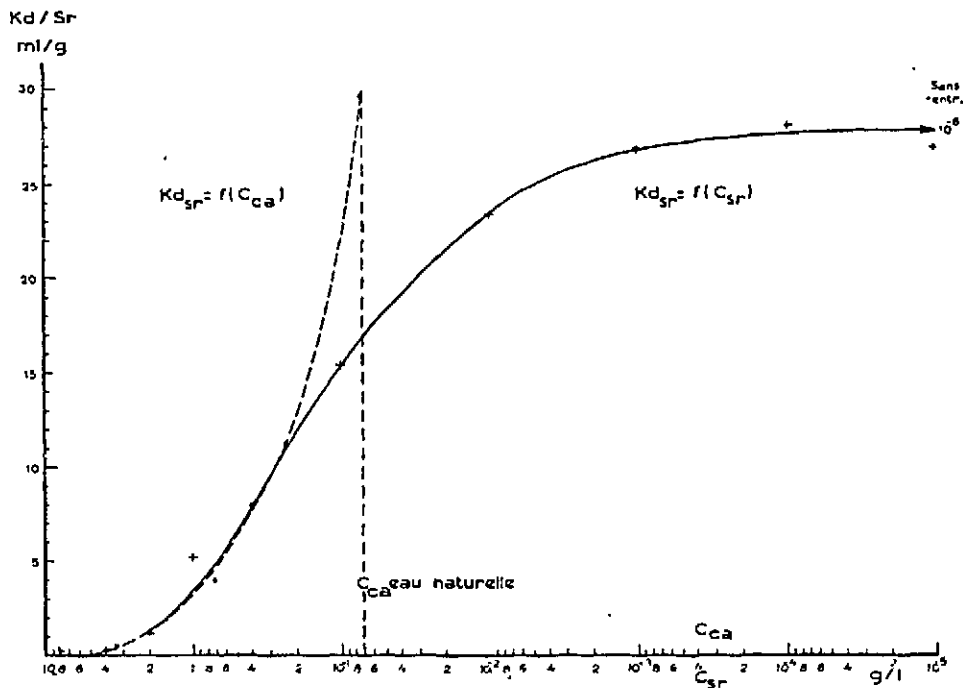


Fig. 16 - Variations du Kd du ^{86}Sr entre l'eau et le sol en fonction des teneurs en Ca^{++} et Sr^{++} .

Au cours de l'expérience S R 5 le sol a été contaminé par un rejet de 350 mm d'eau marquée par du ^{86}Sr avec une forte activité spécifi-

que (30 $\mu\text{Ci/l}$). Il en est résulté une contamination du sol avec un gradient d'activité important : figure 17.

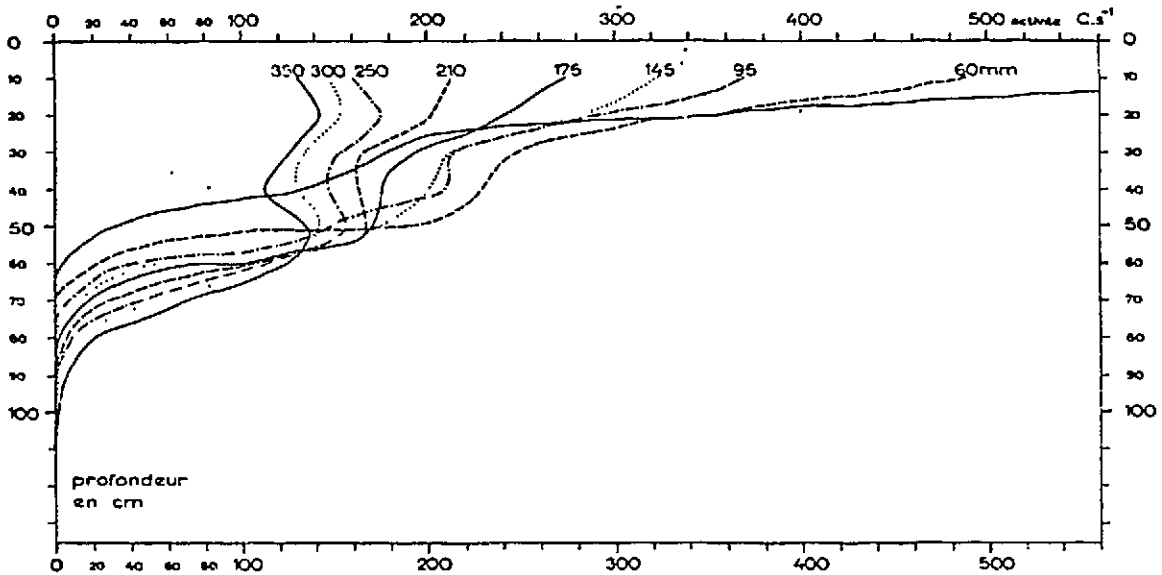


Fig. 17 - Evolution des profils d'activité d'un sol contaminé au ^{85}Sr sous l'effet d'un lessivage par de l'eau contenant 4 g/l de Ca^{++} .

Le volume de sol contaminé étant stabilisé on a procédé au lessivage par de l'eau inactive chargée en calcium à la concentration de 4 g/l, valeur pour laquelle le K_d du ^{85}Sr entre le sol et l'eau est voisin de 0. On constate (fig. 17) que sous l'effet du lessivage, les profils d'activité évoluent rapidement; il y a diminution de l'activité en surface et progression du ^{85}Sr vers le bas. L'eau chargée en Ca^{++} lessive et entraîne le ^{85}Sr fixé par le sol.

Avec une eau suffisamment chargée en calcium on peut donc réaliser une décontamination efficace de la surface du sol.

Cet effet a déjà été mis en évidence par SCHULZ [12] pour le ^{90}Sr il obtient une décontamination efficace de la surface du sol sous l'effet du lessivage par une eau chargée en CaCl_2 , une décontamination moindre a été aussi obtenue avec solutions de NaCl .

5.8. Influence des teneurs pondérales de Sr^{++} ou Ca^{++} de l'eau sur la diffusion du ^{85}Sr pendant l'infiltration

On sait que la composition chimique de l'eau contaminée peut avoir une très grande influence sur la rétention et par conséquent sur la diffusion des ions radioactifs dans le sol [11].

A titre d'exemple on a effectué (Exp. S R 6) un rejet de 500 l d'eau (800 mm) contenant 4 g/l de Ca^{++} sous forme $Ca(NO_3)_2$, concentration pour laquelle le K_d du ^{85}Sr entre l'eau et le sol est voisin de 0 (fig. 16). L'activité totale en ^{85}Sr est de 5 mCi (act. spécifique 10^{-2} mCi/l).

Les profils d'activité relevés tous les 50 l infiltrés sont représentés sur la figure 18. On constate que l'évolution de ces profils est très différente de celle observée lors des expériences d'infiltration d'eau naturelle (voir fig. 13). Les gradients de concentration du ^{85}Sr diminuent à mesure que les profils évoluent. Le front d'activité progresse à une vitesse voisine de celle du front d'humidité qui toutefois est en avance de 50 à 60 cm.

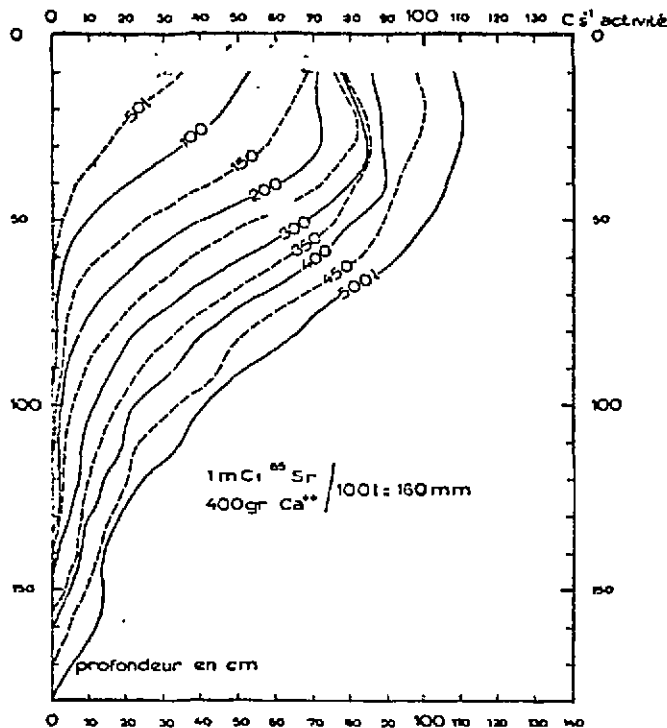


Fig. 18 - Evolution des profils d'activité du ^{85}Sr en solution dans l'eau chargée en Ca^{++} (4 g/l).

La figure 19 met en évidence cette grande différence de comportement; on y compare les profils d'activité dans le sol après infiltration de 5 mCi de ^{86}Sr en solution dans l'eau naturelle (Exp. S R 3) et dans l'eau chargée en Ca^{++} (4 g/l).

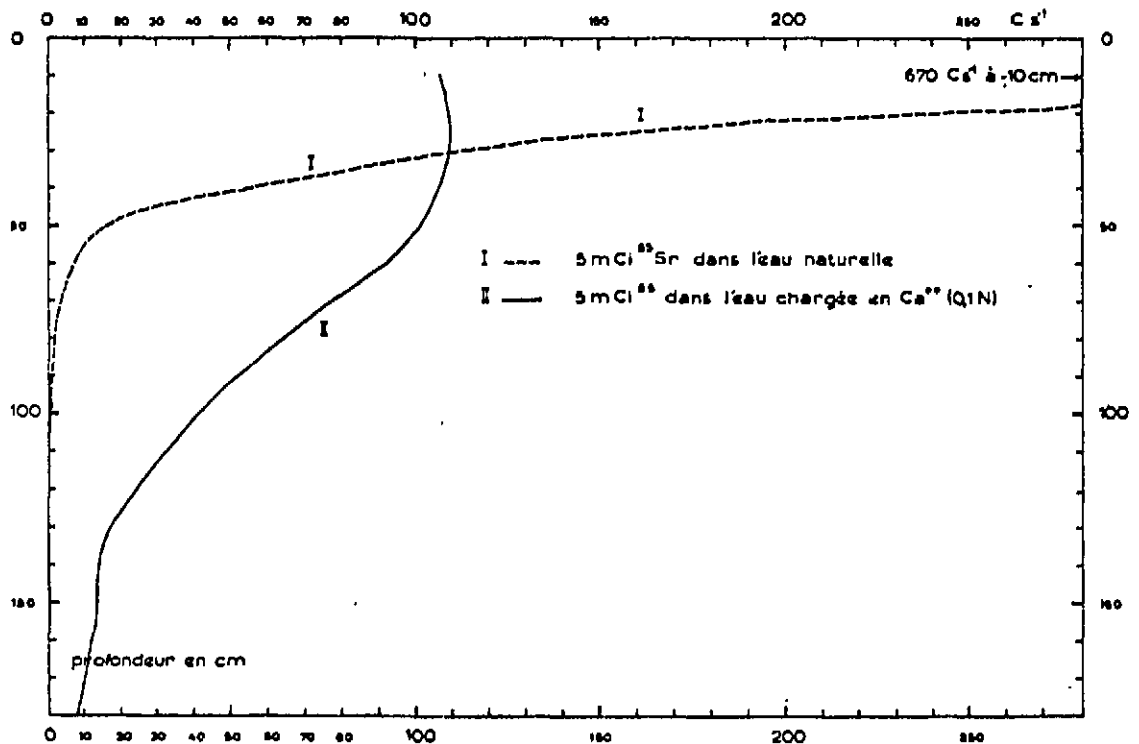


Fig. 19 - Comparaison des profils d'activité après infiltration de 5 mCi en solution dans l'eau naturelle ou dans l'eau chargée en Ca^{++} (4 g/l).

6. - VARIATIONS DU TAUX DE COMPTAGE AVEC L'HUMIDITE DU SOL

6.1. Observation expérimentale du phénomène

Ainsi que l'on pouvait s'y attendre les radioéléments tels que l'iode ou le strontium ne migrent pas dans le sol en l'absence de mouvements d'eau liquide alors même que le sol s'assèche par évapotranspiration. Bien que la concentration du radioélément dans le sol reste ainsi constante, on a cependant observé une augmentation sensible et régulière du taux de comptage en profondeur à mesure que l'humidité diminue.

Cet effet a été mis en évidence en particulier dans l'expérience S R 1. Après infiltration de l'eau marquée par 10 mCi de ^{85}Sr , le volume de sol contaminé s'est stabilisé et a acquis une radioactivité constante (on fait toujours la correction de décroissance). Le sol ayant été maintenu à l'abri de la pluie pendant plusieurs mois, il s'assèche presque complètement par évapotranspiration. On constate alors que le taux de comptage mesuré pendant cette période d'assèchement augmente régulièrement (fig. 20).

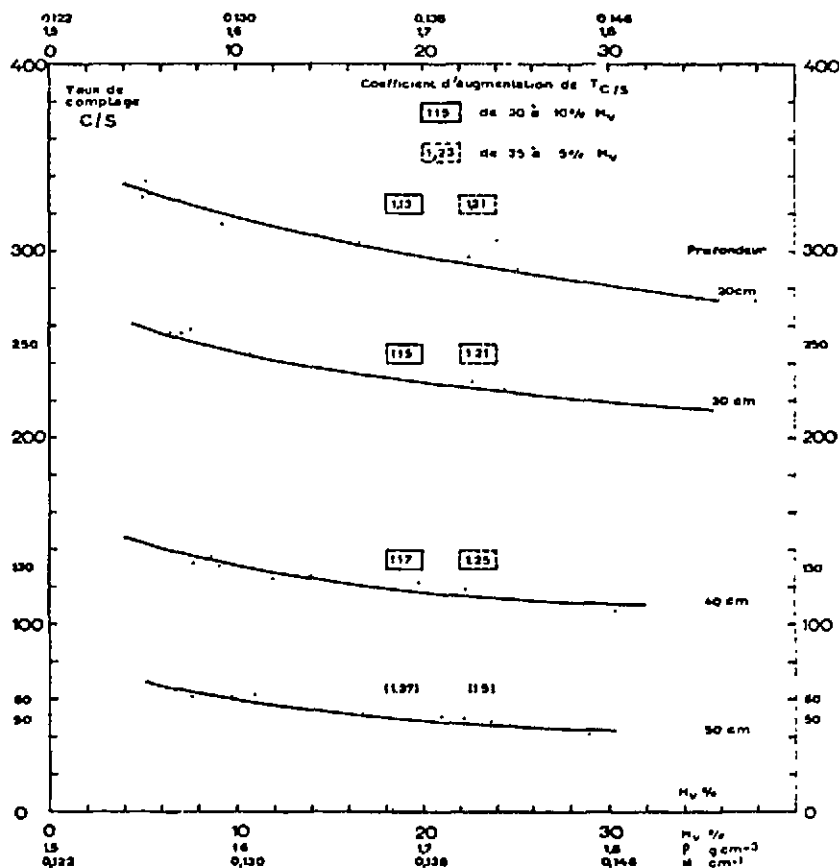


Fig. 20 - Variations du taux de comptage de la radioactivité en fonction de l'humidité du sol contaminé.

Par exemple à -20 cm on compte 275 et 330 c.s⁻¹ respectivement pour 35 % et 5 % H_v.

Au sein du volume de sol contaminé quand l'humidité diminue de 35 % à 5 % le taux de comptage augmente d'un facteur $1,25 \pm 0,02$.

Entre 30 et 10 % H ce facteur d'augmentation est de $1,15 \pm 0,02$. Cette dernière valeur a aussi été retrouvée dans les mesures faites dans l'expérience S R 2.

Il faut noter que ces augmentations du taux de comptage ne sont comparables que dans des points intérieurs au volume contaminé (20, 30, 40 cm) les mesures faites sur des points périphériques (-50 cm) ou proches du front d'activité donnent des valeurs différentes en raison du fort gradient d'activité dans cette zone.

6.2. Influence de l'humidité sur la masse volumique du sol et sur son coefficient d'absorption du rayonnement

Soient ρ et $\rho(H)$ les masses volumiques du sol sec et du sol humide on démontre que $\rho(H) = \rho + H_V$.

Le coefficient d'absorption linéique μ (cm^{-1}) augmente avec la masse volumique du sol.

La masse volumique du sol est $1,5 \text{ g.cm}^{-3}$, son humidité volumique (H_V) peut varier de 5 à 40 % donc $\rho(H)$ peut varier de $1,55$ à $1,90 \text{ g.cm}^{-3}$.

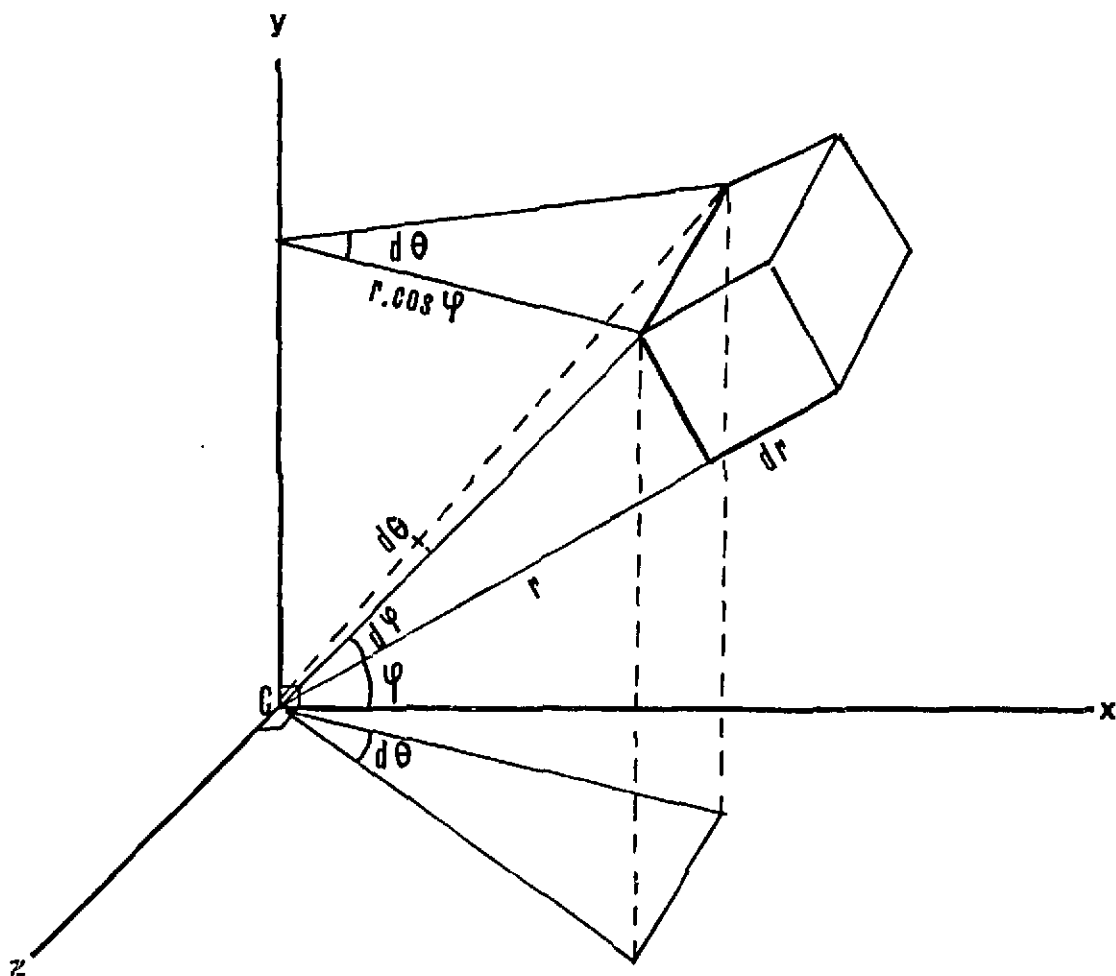
Pour le rayonnement de 510 keV du ^{85}Sr le coefficient d'absorption massique du sol est $\frac{\mu}{\rho} = 0,081 \text{ cm}^2.\text{g}^{-1}$

μ varie donc entre $0,154$ et $0,126 \text{ cm}^{-1}$ (fig. 20).

6.3. Variations de la fluence en un point du sol en fonction de μ (H_V)

Un compteur C est placé en un point d'un milieu d'activité spécifique α dont le coefficient d'absorption linéique μ est variable.

Soit un élément de volume dV défini en coordonnées polaires (\hat{p} , $\hat{\theta}$, r) par rapport à C (fig. 21).



$$dV = r d\psi \cdot r \cos \psi d\theta \cdot dr$$

Fig. 21

Défini par ses arêtes le volume élémentaire dV vaut :

$$dV = r d\psi \cdot r \cos \psi d\theta \cdot dr = r^3 \cos \psi d\psi d\theta dr$$

Soient dA l'activité de cet élément de volume et $d\phi$ la fluence qu'il crée en C :

$$dA = \alpha dV \text{ et } d\phi = \frac{dA}{4 \pi r^2} e^{-\mu r}$$

donc :

$$d\phi = \frac{\alpha}{4 \pi} \cos \psi d\psi d\theta dr e^{-\mu r}$$

$$\Phi = \frac{\alpha}{4 \pi} \iiint \cos \varphi \, d\varphi \, d\theta \, dr \, e^{-\mu r}$$

$$\Phi = \frac{\alpha}{4 \pi} \int_{-\frac{\pi}{2}}^{\frac{\pi}{2}} \cos \varphi \, d\varphi \int_0^{2\pi} d\theta \int_0^R e^{-\mu r} \, dr$$

(R est le rayon du volume radioactif)

$$\Phi = \frac{\alpha}{\mu} (1 - e^{-\mu R}) \quad (1)$$

Quand R est grand ou dans le cas d'un milieu illimité on a :

$$\Phi = \frac{\alpha}{\mu} \quad (2)$$

6.4. Applications aux mesures de la radioactivité du sol

Dans un sol d'activité spécifique α constante passant d'un état d'humidité (1) à (2) le taux de comptage varie de T (1) à T (2) et le coefficient d'absorption linéique de μ (1) à μ (2).

Le taux de comptage est proportionnel à la fluence, donc en appliquant l'équation (2) on a :

$$\frac{T(1)}{T(2)} = \frac{\mu(2)}{\mu(1)} \quad (3)$$

Les mesures expérimentales des variations du taux de comptage en fonction de l'état hydrique du sol qui sont décrites en 6.1 et montrées sur la figure 20 vérifient la formule théorique (3).

Par exemple :

$$H_v \text{ varie de } 10 \% \text{ à } 30 \% \quad \left\{ \begin{array}{l} \frac{T(10)}{T(30)} = 1,15 \pm 0,02 \\ \frac{\mu(30)}{\mu(10)} = \frac{0,146}{0,130} = 1,125 \end{array} \right.$$

de même :

$$H_v \text{ varie de } 5 \% \text{ à } 35 \% \quad \left\{ \begin{array}{l} \frac{T(5)}{T(35)} = 1,25 \pm 0,02 \\ \frac{\mu(35)}{\mu(5)} = \frac{0,150}{0,126} = 1,19 \end{array} \right.$$

Les valeurs expérimentales vérifient donc les formules théoriques, d'une façon assez approximative car ces valeurs ont été relevées dans un milieu dont l'activité n'est pas homogène et dont les limites ne sont ni sphériques ni infinies.

Par contre les formules (2) et (3) se vérifient avec plus de précision quand on les applique aux mesures des variations du bruit de fond radioactif du sol en fonction de l'humidité car on se trouve alors dans les conditions idéales (milieu semi infini, homogène en activité et en humidité).

Par exemple dans un sol sec sur un profil de 1 m dont l'humidité varie entre 9 et 10 % ($\mu = 0,129 \text{ cm}^{-1}$) BDF (bruit de fond) = 964 chocs/1000 sec. Dans un sol très humide entre 30 et 32 % H_v ($\mu = 0,147 \text{ cm}^{-1}$) BDF = 838 c/1000 sec.

$$\frac{\text{BDF}(9)}{\text{BDF}(31)} = \frac{964}{838} = 1,15 \quad \frac{\mu(31)}{\mu(9)} = \frac{0,147}{0,129} = 1,14$$

Entre un sol entièrement sec (2,5 % H_v) et un sol saturé (45 % H_v) le bruit de fond varierait de 0,807 à 1,07 c.s⁻¹.

Ainsi l'humidité du sol influe de façon sensible sur le taux de comptage de la radioactivité du sol, il faut donc tenir compte de ce phénomène surtout si les mesures sont faites à intervalles de temps espacés car une variation du taux de comptage ne signifie pas forcément qu'il y a eu transfert de radioisotopes.

Ceci est particulièrement sensible dans les climats méditerranéens ou tropicaux où la variation saisonnière de l'humidité du sol peut atteindre de grandes amplitudes (de 6 à 25 % à CADARACHE).

7. - CONCLUSION

Ces études ont permis de mettre au point des méthodes de mesure in situ de la contamination radioactive des sols non saturés et d'en démontrer la validité.

On a vérifié que la contamination du sol reste confinée dès qu'il n'y a plus transfert d'eau liquide par infiltration ou redistribution. Les radioéléments retenus dans le sol peuvent ensuite être repris et entraînés par les eaux d'infiltration mais on a montré que cette dispersion restait faible même après des lessivages importants.

On peut aussi mesurer les vitesses respectives des fronts d'humidité et d'activité pendant l'infiltration, l'accumulation progressive de certains radioéléments dans les couches superficielles et les limites du volume de sol contaminé à l'intérieur du volume de sol mouillé. Le front d'humidité constitue toujours l'enveloppe maximale de la contamination et tous les mouvements et réarrangement de radioactivité se passent à l'intérieur de cette limite.

On a vérifié la grande différence entre les phénomènes affectant les ions présents dans l'eau à l'état de traces et ceux présents en concentrations pondérables et aussi l'influence d'éléments de propriétés géochimiques analogues à celles du traceur. D'autre part selon la composition chimique de l'eau de lessivage a aussi une influence considérable sur la dispersion du radiocontaminant.

On a enfin démontré que les variations d'humidité influent notablement sur le taux de comptage de la radioactivité du sol et qu'ainsi une certaine variation du comptage ne signifie pas obligatoirement qu'il y a eu transfert de radioactivité.

Les méthodes employées pour étudier 2 radioéléments particuliers, (l'iode 131 et le strontium 85), pourront être généralisées et utilisées pour d'autres corps dans des sols variés avec quelques adaptations de la technique qui pourrait aussi être améliorée.

Il convient de souligner l'importance que représente la couche de terrain non saturé comme protection radiologique de la nappe aquifère. En effet alors qu'une pollution radioactive des sols non saturés reste-

rait limitée, une pollution de la nappe pourrait présenter un caractère irrémédiable avec un risque de propagation des produits nocifs dans les circuits des eaux de consommation par les sources, puits ou captages. Aussi dans les sites exposés ou pollués il serait particulièrement important de connaître les caractéristiques de cette zone non saturée par rapport à d'éventuels radiocontaminants. Les méthodes exposées dans ce rapport peuvent être considérées comme des moyens d'études et de calculs de protections des eaux souterraines. Elles peuvent s'appliquer aux études de sûreté radiologique de sites nucléaires existant ou en projet, à la surveillance de certains sites particuliers tels que les installations de stockage de déchets ou à l'évaluation des risques de pollution des eaux souterraines en cas de contamination accidentelle d'un sol.

Manuscrit reçu le 1^{er} décembre 1972.

A N N E X E

TENEUR EN CALCAIRE ET EN EAU DE CONSTITUTION

ANALYSE GRANULOMETRIQUE

ECHANTILLONS DE SOLS PRELEVES DE 0 A -340 cm

Profondeur de prélèvement (cm)		20	50	70	100	130	150	180	210	260	300	340
Teneur en calcaire		36	41	40	45	45	44,5	45	45	24	35	37
Teneur en eau de constitution (% H _v)		2,6	2,6	3,2	3,3	3,0	3,1	2,6	2,6	2,0	2,0	2,7
Granulométrie	Sable grossier 0,2 mm	11	10	8	5	7	11	9	15	17	17	11
	Sable fin 0,05	30	28	15	22	17	25	21	29	41	53	35
	Limon grossier 0,02	40	39	47	40	47	29	46	31	23	15	30
	Limon fin 0,002	13	15	18	21	20	20	17	18	12	11	15
	Argiles	5	6	11	12	10	13	5	6	4	2	6

Composition minéralogique qualitative : quartz, calcite, illite, chlorite.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] D. RANÇON - Contamination des sols (1ère partie). Evolution de l'humidité dans les sols non saturés après rejet sur une surface limitée. - Rapport CEA R. 3635 (1), 1969.
- [2] J. MARCESSE - Les techniques nucléaires dans les problèmes d'alimentation en eau du sol et des plantes. - BIST n°141, octobre 1969, pp. 11-20.
- [3] Brevet n° EN 7021448 du 12 juin 1970.
- [4] D. RANÇON - Etude et délimitation de l'évolution de la pollution dans les sols non saturés. - In : Proceedings "Nuclear techniques in environmental pollution. Salzburg, 26-30 oct.1970". Vienna, A.I.E.A., 1971, pp. 551-63.
- [5] P. BENECKE - Investigations into the behaviour of precipitation water in soils by means of ^{131}I . - In : Proceedings "Isotope and radiation techniques in soil physics and irrigation studies. Istanbul, 12-16 june 1967". - Vienna, A.I.E.A., 1967, pp. 227-39.
- [6] Lateral water movement in Ste ROSALIE clay subsoil. - Canadian J. Soil Sci., Vol. 47, 1967, p. 139.
- [7] I.B. HAZZAA et coll. - Study of the applicability of different radioisotopes for determination of porosity ground-water aquifers. - Int. Journ. of applied radiation and isotopes, Vol. 17, 1966, pp. 621-28.
- [8] A. LALLEMAND - Contribution à la sélection de traceurs radioactifs pour l'hydrologie. - Rapport EUR-4222 f, 1969.
- [9] MANZOOR E. RAJA, K.L. BABCOCK - On the soil chemistry of radioiodine. - Soil Science, Vol. 1, n°11, janvier 1961, pp. 1-5.
- [10] D.G. JACOBS - Description of radioiodine from clays. - Rapport O.R.N.L., p. 1581, 1965.
- [11] D. RANÇON - Utilisation pratique du coefficient de distribution pour la mesure de la contamination radioactive des minéraux des roches, du sol et des eaux souterraines. - Rapport CEA-R-4274, 1972.
- [12] R.K. SCHULZ - Soil chemistry of radionuclides. - Health Physics, Vol. 11, n°12, 1965, pp. 1317-24.

FIN