



n° 23217

# **Etude sur lysimètres, de l'incidence de l'état de surface du sol, sur la vitesse des transferts et les teneurs de l'eau en atrazine, DEA, métolachlor et diuron**

J-Y Chapot, C Kanaliotis\*, J-E Delphin, C Schneider, J-L Meyer,  
S Chaumonnot

Institut National de la Recherche Agronomique  
UMR Vigne et Vins  
Equipe Agriculture et Environnement, Colmar

\* DEA 2001, INRA - ENSAIA Laboratoire Sols et Environnement, Nancy

**Etude conduite avec le soutien financier de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse**

# Sommaire

## PROBLEMATIQUE

## OBJECTIFS

## METHODOLOGIE

- les facteurs de variations étudiés
- mesures des flux d'eau de drainage
- mesures des concentrations de l'eau de drainage,
- mesures des concentrations des bougies poreuses et du sol en surface
- mesures de la vitesse d'infiltration avec l'infiltromètre T.R.I.M.S.
- molécules comparées
- les analyses

## RESULTATS

### A/LES TENEURS EN PESTICIDES

- 1 - Evolution des teneurs moyennes de l'eau de drainage entre 1 et 90 jours ( 2001)
- 2 - Cinétique d'évolution des concentrations de l'eau de drainage en fonction du temps, au cours des irrigations successives
- 3 - Cinétique d'évolution des concentrations moyennes des bougies poreuses en surface
- 4 - Cinétique d'évolution des concentrations moyennes du sol en surface extrait à l'eau

### B/LES FLUX D'EAU

- 1 - Cinétique d'évolution du drainage en fonction du temps, au cours des irrigations successives
- 2 - Comparaison de l'infiltrabilité du sol sur les 4 traitements

## DISCUSSION

- 1 - Bougies poreuses de surface
- 2 - Relations état de surface du sol et teneurs de l'eau drainée
  - 2 -1/ Phase de forte disponibilité en surface : un risque de contamination directe en cas de transferts préférentiels rapides
  - 2 -2/ Phase de faible disponibilité en surface : un risque de contamination consécutif à l'entraînement par transferts préférentiels, d'une plus forte proportion du pesticide en profondeur

## CONCLUSIONS

## PROBLEMATIQUE

Le lessivage des pesticides est influencé par les propriétés des molécules, la dose apportée en interaction avec les facteurs du milieu (adsorption, dégradation, volatilisation,...). La vitesse de circulation de l'eau, a une incidence significative sur les teneurs de l'eau drainée. L'existence, en période de forte disponibilité du pesticide en surface, de teneurs plus élevées dans les eaux de drainage, lorsque les conditions sont favorables aux transferts d'eau plus rapides par les macropores, est bien établie. La vitesse des transferts a une incidence notamment sur la durée et l'intensité du processus d'adsorption des pesticides. Elle est en relation avec les caractéristiques des **flux** d'eau - intensité des apports, état hydrique du **sol** au moment de l'apport qui va déterminer la profondeur du transfert - et la porosité du sol.

Les études d'adaptation des pratiques culturales en vue d'optimiser l'adsorption ont concernées principalement l'effet de la matière organique. L'incidence des pratiques culturales sur la vitesse des transferts a été peu explorée. Il n'est pas possible d'agir sur les entrées d'eau, sauf lors des irrigations, ni sur l'état hydrique du sol (la consommation d'eau d'une culture piège à nitrates en interculture peut réduire le stock d'eau, mais concurrencer la culture suivante, sa gestion est aléatoire). Nous avons cherché à estimer quelles pouvaient être les relations entre l'état structural du **sol** en surface et les teneurs de l'eau drainée. La porosité du sol dans l'horizon supérieur et notamment en surface peut être modifiée par le climat et les pratiques culturales. Lors d'événements pluvieux intenses, la porosité du sol en surface va déterminer la partition de l'eau entre des transferts rapides par des voies de circulations préférentielles et un écoulement plus lent dans la porosité plus fine. Quelles seront les relations entre vitesse des transferts et teneurs de l'eau drainée ?

On fait l'hypothèse, que dans des conditions d'événements pluvieux temporairement supérieurs aux capacités d'infiltration du **sol**, l'état de surface aura un effet à deux niveaux. La circulation rapide d'une partie de l'eau par les pores grossiers peut conduire à court terme à une contamination directe de l'eau drainée. **A** quelles teneurs ? D'autre part, les transferts rapides devraient par rapport à des flux lents dans une porosité fine, modifier la distribution des pesticides avec la profondeur. Des transferts en profondeur proportionnellement plus élevés, pourraient augmenter le risque de lessivage à moyen terme, du fait de la plus faible teneur en matière organique, favorable à la désorption puis au lessivage du pesticide.

L'incidence de l'état de surface du sol sur le lessivage de pesticides a été peu étudié.

## OBJECTIFS

On a cherché à établir sur lysimètres des relations entre l'état structural du **sol** en surface, la vitesse des transferts d'eau et la concentration en pesticides de l'eau drainée au cours du temps. Le facteur de variation des flux d'eau étudié est la présence ou l'absence d'une croûte de battance en surface du **sol**. L'expérience a été réalisée sur 2 types de **sol**, sans culture et avec 3 molécules. Elle a été conduite en condition de pluviométrie instantanée élevée, sur des sols au voisinage de la capacité au champ, pendant toute la période d'étude qui a suivi l'apport de pesticides. Le but étant, à partir d'un état hydrique initial voisin, et suite aux transferts de lames d'eau proches, par des porosités différentes, d'obtenir des drainages comparables pour comparer les teneurs.

Le choix de cet objectif a été motivé par des raisons de cohérence avec le contexte pédologique régional, l'importance des sols limoneux sensibles à la battance et par le souci de centrer la recherche sur des facteurs de risques, susceptibles d'être au moins en partie corrigés par des modifications de pratiques culturales. **Sur** le plan scientifique, il se justifie parce qu'il existe moins d'une dizaine de publications sur le thème de l'effet d'une croûte de battance sur le lessivage des pesticides en profondeur après infiltration. Les études prenant en compte l'état de

surface, concernent principalement le ruissellement. Par ailleurs du point de vue méthodologique, l'outil lysimétrique est adapté à l'étude des relations entre débits d'eau et concentrations en pesticides. Le lysimètre de grandes dimensions (2m\*2m\*1m) permet par rapport aux études sur colonnes, d'intégrer la présence de macropores, notamment ceux liés à la macrofaune.

Le dispositif lysimétrique de Colmar a été construit en 1983, financé pour partie par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, le Ministère de l'Environnement et l'INRA.

## **METHODOLOGIE**

### **Les facteurs de variations étudiés -**

Quatre traitements sont comparés sur les douze lysimètres, 2 états de surface, sur 2 types de sol avec 3 répétitions par traitement :

- l'état de surface des sols non cultivés : présence d'une croûte de baïfiance ; sol travaillé sur 3 cm pour briser la croûte ; avant l'apport de pesticides, la croûte a été formée par irrigation de l'ensemble des lysimètres. Sur le traitement "sans croûte", elle a été brisée avant l'apport, puis régulièrement ensuite.
- le type de sol, limono-argileux (loess) et sablo-argilo-limoneux (alluvions du Rhin), respectivement appelé LA et **SAL** ;
- les propriétés de la molécule avec notamment une variabilité de l'adsorption (atrazine, DEA en 2000 et atrazine, DEA, métolachlor, diuron en 2001) ;

### **Mesures des flux d'eau -**

Les débits d'eau de drainage ont été mesurés après sept irrigations entre mai et octobre 2001 et 5 irrigations entre juin et août 2000. Des apports d'eau, de l'ordre de quinze à vingt millimètres, effectués en 2 passages immédiatement successifs de 8 - 10 mm, ont été réalisés avec une rampe d'irrigation qui fournit une pluviométrie horaire élevée de 90 d e u r e . Un contrôle de l'humidité du sol a été effectué avant les irrigations qui ont précédé les mesures du débit et des concentrations. Il a été réalisé à la sonde à neutrons, complété par des mesures d'humidité gravimétrique de l'horizon 0-10 cm, pour pallier le manque de précision de la mesure neutronique en surface.

Irrigations 2001, jours après traitements : 1, 10, 22, 37, 70, 91, 175 ;

Irrigations 2000, jours après traitements : 1, 8, 15, 29, 42 ;

### **Mesures des concentrations -**

- point zéro dans l'eau de drainage à plusieurs dates avant l'expérience ;
- concentrations de l'eau en surface (0 - 2 cm) pendant les irrigations, avec des bougies poreuses, sur une durée de l'ordre de l'heure ; utilisation de bougies poreuses à forte conductivité hydraulique ; les prélèvements ont été réalisés sur 2 lysimètres par traitement ; une analyse par lysimètre a été effectuée à partir du regroupement des prélèvements de quatre bougies ;
- concentrations de l'eau de drainage au cours du temps après les irrigations ; en 2001 à 6, 12, 24 et 48 heures respectivement lors des irrigations 2 à 7 et lors de prélèvements plus fréquents pour la première irrigation ; en 2000 les prélèvements ont été prolongés au-delà de 48 heures ;
- les concentrations du sol en surface (0-5 cm) ont été déterminées avant chaque irrigation, à partir de 2 extractions successives à l'eau de 6 heures chacune, le rapport sol/eau étant de 1/10 (norme AFNOR) ;

## Mesures de la vitesse d'infiltration -

Des mesures ont été réalisées sur les 4 traitements (2 sols avec ou sans croûte) avec l'infiltromètre -- Trims ". Elles ont été effectuées à plusieurs potentiels de l'eau, 0, -1, -3, -5, -7 cm d'eau, dans le but de mettre en évidence d'éventuelles différences dans la distribution de la taille des pores, correspondant à ces potentiels.

## Molécules comparées -

	Atrazine	Métolachlor	Diuron
Matières actives g/ha			
Année 2000	1100	2100	
Année 2001	1000	3072	1800
Koc mVg	40 - 170	120 - 300	400
DT50 jours	50	100	95
Solubilité eau mg/l	30	530	42
Produit commercial	Atraphyt EL	Mercantor	Dinurex

Les doses apportées en 2001 correspondent aux doses recommandées. Les apports ont été réalisés respectivement le 20/06/2000 et le 2/05/2001.

## Les analyses -

Elles ont été faites au Laboratoire d'Agronomie de Colmar par HPLC. Des échantillons sont analysés pour comparaison, par le Laboratoire Sols et Environnement de l'ENSAIA de Nancy (Professeur Michel Schiavon).

## RESULTATS

L'analyse des résultats sera centrée principalement sur l'année 2001, parce qu'ils sont plus nombreux et parce que les conclusions des deux années sont relativement convergentes.

### A/LES TENEURS EN PESTICIDES

#### 1 - Evolution des teneurs moyennes de l'eau de drainage au cours des irrigations successives

**Année 2001** - Les teneurs moyennes entre 0 et 48 heures ont été reconstituées par le calcul à partir des mesures intermédiaires. Globalement sur la période on observe 2 types de courbes très différents sur les traitements "avec et sans croûte" (fig 1 et 2).

- Sur le traitement "croûte" les concentrations sont fortes lors de la première irrigation, comprises suivant le sol entre 15 - 40 µg/l pour l'atrazine et le diuron, et 30 - 60 µg/l pour le métolachlor. Au bout de dix jours elles ont fortement diminué, elles sont comprises entre 3 et 5 µg/l pour les 3 molécules. Au delà, elles baissent régulièrement jusqu'à 90 jours, elles sont alors de l'ordre de 0,7 µg/l pour l'atrazine et le diuron et de 1,2 µg/l pour le métolachlor. La baisse des concentrations de l'eau de drainage constatée à l'irrigation 2, est bien supérieure en valeur relative, à celle des teneurs dans les bougies de surface. Le lessivage des pesticides est alimenté par la disponibilité en surface qui décroît au cours du temps, suite aux processus de dissipation.

- Sur le traitement "sans croûte" les concentrations sont inférieures à 3 µg/l lors de la première irrigation, puis elles diminuent régulièrement jusqu'à 0,2 - 0,1 µg/l.

- Si on compare les teneurs de l'eau drainée sur les deux sols pendant les deux années, elles sont toujours supérieures de quelques dixièmes de microgrammes par litre sur le sol sablo-limono-

argileux, sur le traitement “sans croûte”. Sur le traitement “croûte” par contre, elles sont le plus souvent supérieures sur le SAL, mais lors de quelques irrigations, elles sont plus élevées sur le limon argileux.

- Les différences de concentrations dans l'eau de drainage entre les 3 molécules appliquées en surface sont relativement faibles. Les teneurs en métolachlor sont un peu plus élevées. L'interprétation n'est pas simple puisque les doses apportées et les propriétés des molécules varient. Pour les 3 molécules, atrazine, métolachlor, diuron, les doses recommandées et appliquées varient dans le rapport 1,3 , 1,8. Le Koc du diuron est plus élevé, la demi-vie de l'atrazine est inférieure de moitié à celle des 2 autres molécules, la solubilité dans l'eau du métolachlor est dix fois plus élevée que celle des deux autres molécules. Pour le métolachlor, solubilité et dose respectivement plus fortes, vont dans le sens d'une teneur un peu plus élevée surtout lors de la première irrigation. Les teneurs en DEA, métabolite de l'atrazine, sont faibles et relativement constantes sur chaque traitement au cours des 3 mois, de l'ordre de 1,5 et 0,5 µg/l respectivement sur les sols sableux et limoneux. Elles sont plus élevées sur le sol sableux comme pour l'atrazine.

**En 2000**, les teneurs sont également plus élevées sur le traitement croûte au cours des cinq irrigations et sur les deux sols (fig. 19 à 22). Elles sont un peu plus fortes sur le sol sableux. Les teneurs en DEA sont stables au cours des cinq irrigations et plus élevées sur le sol sableux. Les résultats des deux années présentent une bonne convergence.

## **2 - Cinétique d'évolution des concentrations de l'eau de drainage après une irrigation**

**Année 2001** - On observe au cours de la première irrigation, sur le traitement “croûte” pour les 3 molécules apportées, une diminution des concentrations, forte entre zéro et 6 heures, plus lente entre 6 et 12 heures, très lente entre 12 et 48 heures (fig. 3 et 4). Lors des irrigations suivantes, entre 10 et 90 jours, les teneurs sont plus élevées à 6 heures puis relativement stables entre 12 et 48 heures (fig. 5 à 9). D'une irrigation à la suivante les concentrations diminuent, respectivement à 6 heures et sur la période 6-48 heures. Les teneurs diminuent au cours des irrigations successives suite à l'augmentation de la dissipation, liée aux effets de l'adsorption, de la dégradation, de la dilution et du lessivage.

Sur les traitements “sans croûte” les teneurs sont faibles et stables entre zéro et 48 heures. On observe pas une première phase avec des concentrations supérieures.

**Année 2000** - L'atténuation des teneurs en atrazine est également forte entre 0-6 heures, puis les concentrations sont relativement stables après 12 heures jusqu'à 120 voire 240 heures. Les teneurs en DEA entre 0-48 heures sont relativement stables lors des différentes irrigations, au cours des deux années.

## **3 - Cinétique d'évolution des concentrations moyennes des bougies poreuses en surface entre 1 et 90 jours**

**Année 2001** - Les quantités d'eau apportées lors de chaque irrigation étant proches, l'effet dilution en surface est relativement comparable, ce qui autorise une comparaison de l'évolution des teneurs au cours du temps. Pour chaque molécule, les teneurs des bougies de surface sont voisines sur les 4 traitements (fig. 10). Il n'y a pas de différence, selon l'état de surface, ni entre les 2 sols, malgré un taux de matière organique de l'horizon supérieur est un peu plus élevé sur le sol limoneux (respectivement 2,1 et 1,9 %) et bien que sur le traitement “sans croûte” le travail du sol sur 3 cm ait pu entraîner une certaine dilution du pesticide. C'est pourquoi l'évolution des teneurs des molécules au cours du temps a été comparée pour la moyenne des quatre traitements. Pour les 3 molécules, la diminution des teneurs est forte au cours des 20 premiers jours (de 3500 à 500 µg/l), puis plus lente entre 20 et 90 jours (de 500 à 50 µg/l). Les teneurs sont les moins élevées pour l'atrazine, ce qui est en accord avec la plus faible dose apportée, une vitesse de

dégradation deux fois plus rapide. L'évolution des teneurs en diuron et métolachlor est comparable.

**Année 2000** - L'évolution des teneurs en atrazine au cours du temps est relativement comparable pendant les deux années, ce qui est cohérent puisque les quantités de pesticides apportées et les modalités d'apports d'eau sont identiques (fig. 23). En trente jours les concentrations diminuent de 2000 à quelques microgrammes par litre. La période de risque s'étend sur les quatre semaines suivant l'apport, avec une diminution exponentielle au cours du temps.

Les teneurs en DEA présentent un maximum au bout de 8 à 10 jours, avec des teneurs respectivement de 60 et 30 µg/l en 2000 et 2001, probablement plus élevées en 2000 parce que l'apport de pesticide plus tardif a favorisé le processus de dégradation.

#### **4 - Cinétique d'évolution des concentrations moyennes du sol en surface extrait à l'eau**

**Année 2001** – Pour chaque molécule, les teneurs du sol extrait à l'eau sont du même ordre sur les quatre traitements. L'évolution des teneurs des molécules au cours du temps a été comparée pour la moyenne des quatre traitements (fig. 10). On observe une évolution des teneurs globalement comparable pour les trois molécules avec des pentes qui sont très différentes avant et après vingt jours.

### **B/LES FLUX D'EAU**

#### **1 - Cinétique d'évolution du drainage au cours de chaque irrigation**

**Année 2001** - Le drainage a été suivi avec une fréquence inférieure à l'heure en début de percolation, puis les mesures ont été plus espacées jusqu'à la fin du ressuyage. On présente les débits sous forme de graphiques entre 0-6 heures et 0-48 heures (fig. 11 à 16). Les cinétiques de drainage des traitements avec et sans croûte se différencient très nettement. Globalement sur les traitements "avec croûte", le drainage comporte deux phases, il débute rapidement après l'irrigation, souvent après une trentaine de minutes et le débit est rapide jusqu'à environ 6 heures. Au delà commence le ressuyage lent. Sur les traitements "sans croûte" on peut en première approche distinguer trois phases. Le début du drainage est nettement retardé, on observe en moyenne une étape de transferts d'eau lents entre 0- 6 heures, suivie d'une phase d'augmentation des débits, puis un ressuyage lent. Le drainage sur les 2 traitements semble correspondre à 2 types de cinétiques différentes.

Le drainage est supérieur sur le traitement "croûte", d'environ 10% pour les six irrigations cumulées, soit respectivement 163 et 147 mm sur le sol limoneux et 187 et 166 mm sur le sol sableux.

Le drainage est plus élevé sur le sol sableux, de 14 % en moyenne sur la même période.

Au bout de 6 heures, lors du premier prélèvement pour analyses, le drainage des traitements sans croûte est de l'ordre d'un millimètre, tandis qu'il varie entre 3 et 8 mm sur le traitement avec croûte. Vu le faible niveau de drainage au bout de 6 heures sur le traitement sans croûte, un premier prélèvement plus précoce eût été peu réaliste.

Lors de l'irrigation 2, les drainages à 6 et 48 heures sont très faibles.

**Année 2000** – Le même type de cinétique de drainage a été obtenu au cours des deux années (fig. 24 à 28).

#### **2 - Comparaison de l'infiltrabilité du sol sur les 4 traitements**

L'infiltrabilité des 2 types de sols, respectivement en présence ou absence de croûte est comparable pour les niveaux de potentiels mesurés (fig. 17 et 18). Ces potentiels compris entre zéro et moins 70 mm d'eau, caractérisent les pores de plus grande taille. Les mesures d'infiltrabilité montrent que la distribution de ces catégories de pores est relativement proche sur les 2 sols. La proportion de pores de plus faibles diamètres devrait être plus élevée sur le sol limoneux.

Il existe des différences d'infiltrabilité forte entre les traitements avec et sans croûte. La présence d'une croûte réduit en moyenne la vitesse d'infiltration d'un facteur trois, ce qui favorise la formation de flaques (fig. 17). L'évolution du pourcentage de flaque au cours du temps a été suivie lors de chaque irrigation sur les douze lysimètres par des notations visuelles. Lors du flaqueage de l'eau en surface, l'eau libre est orientée vers les macropores. On visualise très bien au niveau des flaques, l'infiltration de l'eau vers les trous de vers de terre. Quelques mesures avec l'infiltromètre, à un potentiel de l'eau positif, de plus 10 mm, montrent que par rapport à l'absence de trou de vers de terre, un seul trou suffit à multiplier la vitesse d'infiltration par quinze. Les fissures qui délimitent les différents polygones formés par la croûte, pourraient contribuer aux transferts d'eau rapides, pendant un certain temps en début d'irrigation.

## **DISCUSSION**

### **1 - Bougies poreuses de surface -**

L'évolution parallèle au cours du temps, des teneurs des bougies de surface, mesurées dans des conditions de dilution proches et du sol extrait à l'eau, valide l'utilisation des bougies pour des niveaux de concentrations forts jusqu'à faibles. Dans une optique de modélisation des transferts de pesticides, les teneurs en surface mesurées par des bougies poreuses, correspondent probablement à la meilleure estimation de la concentration du soluté qui s'infiltré dans le sol. Les quantités de pesticides mise en solution lors d'un événement pluvieux et donc les teneurs des bougies, vont varier en fonction de la dilution liée à la pluviométrie ; elles seront plus élevées pour de faibles apports d'eau. Des teneurs plus fortes, associées à des flux d'eau plus faibles, devraient avoir un impact plus limité sur le lessivage, en limitant la migration aux horizons supérieurs où la dissipation est plus forte. L'extraction du sol à l'eau fournit une estimation du potentiel extractible. Les teneurs obtenues, sont fonction du rapport soueau utilisé. Le rapport des concentrations entre les deux méthodes de mesure, va varier avec les dilutions respectives. Dans l'expérience les teneurs des bougies sont inférieures de 30 à 50% à celles du sol extrait à l'eau.

La décroissance au cours du temps, des teneurs de l'eau prélevée par les bougies et du sol extrait à l'eau, est plus rapide que ce que laisse prévoir les valeurs des durées de demi-vie établies à partir de tests d'extraction du sol à l'aide de solvants organiques et en condition d'agitation. Ce résultat suggère qu'une marge de progrès dans la prévision du lessivage, pourrait être apportée par la réalisation de tests (demi-vie, coefficient d'adsorption) dans des conditions plus proches de la réalité des processus de lessivage.

### **2 - Relations état de surface du soi et teneurs de l'eau drainée -**

L'expérience a consisté, à partir de modifications de l'état de surface correspondant à des situations agronomiques réelles, à faire varier la proportion de flux d'eau rapides et lents. Elle a permis d'explicitier les relations entre les flux d'eau et les teneurs de l'eau drainée et de quantifier les différences de risques. L'interaction entre vitesse des transferts et teneurs de l'eau, explique probablement une grande part de la variabilité des résultats publiés dans la littérature.

#### **2-1/ Conditions de transfert sans flux préférentiel**

Le fait d'affiner la structure en surface, de briser la croûte sur 3 cm, suffit en augmentant fortement les surfaces de contact sol/ eau, à diminuer la tension de l'eau, à accroître l'infiltration dans un maximum de pores fins et augmenter la capacité de stockage notamment temporaire. Les macropores et particulièrement les plus grossiers, les trous de vers de terre, sont toujours visibles à 3 cm de profondeur sous la couche travaillée. Mais les teneurs et les débits faibles, attestent qu'ils ne sont quasiment plus empruntés par l'eau. Dans l'expérience les débits sont très lents pendant 6 heures, les concentrations de l'eau drainée sont très faibles et stables entre 0 et 48 heures. Elles sont atténuées d'un facteur supérieur à mille pour les trois molécules, entre la surface du sol et un mètre de profondeur. Elles sont inférieures à un microgramme par litre pour



les trois molécules au cours du temps. Le transfert de la quasi totalité du pesticide solubilisé en surface par la mésoporosité, maximise l'adsorption. Le processus actif est l'adsorption, car à l'échelle de temps des transferts, l'effet de la dégradation est limité. L'adsorption est optimisée dans l'horizon supérieur à plus forte teneur en matière organique. Dans l'étude, le risque potentiellement important lié à ce niveau d'apport d'eau instantané très élevé, est remarquablement réduit par le pouvoir épurateur du sol, lorsque l'eau est orientée vers les mésopores et évite les macropores.

Les teneurs faibles et stables dès les premiers drainages entre 0-6 heures lors de l'irrigation 1 (fig. 3), montrent que l'adsorption n'est pas limitée par le temps du contact, puisqu'elle paraît immédiatement optimale, lorsqu'il y a circulation dans les pores fins. On peut faire l'hypothèse qu'en conditions de transferts par les mésopores, l'adsorption serait très rapidement optimale, du fait des surfaces d'échanges élevées entre le **sol** et le soluté. Une question se pose, quand à la profondeur de sol que le soluté doit traverser dans la mésoporosité, pour optimiser l'adsorption à l'échelle d'un épisode de transfert ?

On observe, **pour** toutes les irrigations et toutes les molécules, des teneurs un peu plus élevées sur le sol plus sableux, en conditions de **flux** lents sur le traitement "sans croûte". Cette relation est indépendante des propriétés des trois molécules. Deux interprétations peuvent être avancées. Soit elles relèvent des relations entre débits et teneurs, mais en conditions de flux d'eau lents dans la mésoporosité. Les débits sont toujours un peu plus élevés sur le sol plus sableux. On observe habituellement ce type de relation, en condition de flux rapides dans la macroporosité et de flux lents dans la mésoporosité. Soit cette différence pourrait s'expliquer par des surfaces d'échanges plus élevées dans les mésopores sur le limon argileux.

On peut remarquer, que la présence de diuron dès le début du drainage en 2001, alors que la molécule a été apportée pour la première fois cette année là, suggère l'existence de transferts directs très limités, depuis la surface via les macropores.

## **2-2/Conditions de transferts avec flux préférentiels**

**Par** rapport à des conditions de flux d'eau lents, les transferts préférentiels créent un risque plus élevé à deux échelles de temps, à court et moyen terme.

### **2-211 Risques à court terme, de contamination directe à forte teneur de l'eau en profondeur, lors de la phase de transferts préférentiels**

En présence d'une croûte, le drainage est rapide pendant 6 heures, puis s'atténue progressivement. Une croûte de battance réduit l'infiltration, favorise le flaquage, oriente une partie de l'eau libre vers les macropores dans lesquels l'écoulement de l'eau est rapide. Les quantités de pesticides transférées rapidement par les macropores, depuis la surface jusqu'à l'eau de drainage sont élevées (teneurs et drainages élevés). Le ralentissement progressif du débit, correspondant à la circulation de l'eau dans des pores de plus en plus fins, s'accompagne d'une diminution des teneurs. Les concentrations sont plus élevées au cours des six premières heures, puis plus faibles et relativement stabilisées entre 6 et **48** heures. Si on compare les teneurs à 6 heures et après 6 heures en 2001, elles sont respectivement supérieures de plusieurs dizaines de microgrammes par litre lors de la première irrigation, puis de un à trois microgrammes par litre lors des irrigations suivantes. La diminution des concentrations entre 0 et 6 heures peut s'interpréter par une augmentation de la durée d'adsorption, liée à la circulation de l'eau dans des macropores de plus en plus fins. Les concentrations relativement stabilisées entre 6 et **48** heures, en relation avec la phase de ressuyage lent dans la mésoporosité, suggèrent deux interprétations. Soit cette stabilisation est liée à la durée d'interaction sol/solutés, optimisée au bout de 6 heures de contact. Soit elle résulte de la circulation du soluté uniquement dans des pores fins (mésopores) au delà de 6 heures. Les surfaces d'échanges élevées, optimiseraient l'adsorption.

Deux **types** de courbe de lessivage des pesticides ont une valeur générale. Après un apport d'eau, une courbe présentant deux phases, un maximum suivi d'une diminution des

concentrations, puis une phase de stabilisation des teneurs, résulte de transferts dans la macro et la mésoporosité, puis dans la mésoporosité. On peut supposer que les flux dans des macropores de plus en plus fins, déterminent la teneur maximale, puis la cinétique d'atténuation des teneurs. Une courbe de lessivage ne présentant pas de pic de concentration, mais uniquement des teneurs stables, correspond à des transferts lents dans la mésoporosité. Les teneurs stabilisées sur de longues périodes – 10 jours dans l'expérience, lors de l'irrigation 5 en 2000 – confirment un état d'équilibre dans l'eau de la mésoporosité, entre une baisse des concentrations liée au lessivage et une réalimentation de la solution du sol. Cet état d'équilibre résulte des échanges entre différents compartiments, entre les phases solides et liquides par adsorption/désorption et entre l'eau immobile et lentement mobile par diffusion. La proportion des flux d'eau rapides par la macroporosité et des flux d'eau lents par la mésoporosité, détermine la forme de la courbe de lessivage entre ces deux types et le niveau de risques.

Lors de l'irrigation 2 en 2001, un apport d'eau et un stock hydrique respectivement un peu plus faible, ont limité le drainage, le pourcentage de transferts rapides (fig 12) et en conséquence les teneurs de l'eau drainée, par rapport à ce que laissait prévoir la forte disponibilité en surface. Cet exemple illustre le niveau de contrôle élevé, des relations entre les teneurs en surface et celles de l'eau drainée, par les modalités du transfert d'eau.

Les relations entre débits et teneurs de l'eau drainée sont également bien confirmées sur le traitement "croûte", sur les 2 sols. Les concentrations maximales observées à 6 heures en conditions de transferts préférentiels, sont le plus souvent supérieures sur le SAL, parce que les débits sont plus élevés. Mais lors des quelques irrigations où les débits sont plus rapides à 6 heures sur le LA, les teneurs correspondantes sont plus fortes sur ce sol.

### **2-22/ Risques à moyen terme de contamination de l'eau, consécutif à l'entraînement d'une plus forte proportion de pesticides en profondeur, lors des transferts préférentiels**

Lors de chaque irrigation, sur le traitement "avec croûte", au cours de la phase de transferts d'eau lents succédant aux transferts préférentiels, les teneurs sont significativement supérieures, respectivement aux mêmes heures, à celles du traitement "sans croûte". Cet écart de teneurs entre les deux traitements, traduit un niveau d'équilibre différent dans la solution du sol, alors que **dans** les deux cas, les flux d'eau sont lents, l'eau circule dans le même type de pores, les durées de contact sol/holuté sont identiques. Il pourrait résulter de l'entraînement d'une plus grande quantité de pesticides en profondeur, au cours de la phase précédente de transferts préférentiels. Les teneurs en pesticides sont plus élevées à la même profondeur, suite à des transferts préférentiels. La désorption augmente avec la diminution du taux de matière organique en profondeur. Lors de ces transferts rapides en profondeur, dans l'eau et sur la phase solide, le pouvoir épurateur des horizons supérieurs est en partie court-circuité par une certaine proportion du pesticide. En conditions de transferts préférentiels, les concentrations de l'eau drainée pendant la phase à teneurs stabilisées, dépendraient de la quantité et de la profondeur d'entraînement du pesticide par les flux rapides. Les teneurs stabilisées diminuent au cours des irrigations successives, suite aux processus de dissipation. **A** titre d'exemple pour l'atrazine en 2001 sur le traitement avec transferts préférentiels, elles baissent de 7 à **0,7** µg/l entre un et 90 jours sur le SAL. Au bout de six mois sur ce sol, les teneurs en atrazine, métolachlor et diuron dépassent celles du traitement sans flux préférentiel respectivement de 0,5, 1,0 et 0,5 µg/l. On peut supposer en première approche dans les conditions de l'essai, que l'entraînement du pesticide en profondeur, crée une pollution supérieure probablement pendant une année.

## **CONCLUSIONS**

L'étude des relations entre débits et concentrations, sur lysimètres de grandes dimensions est une étape intermédiaire indispensable dans l'intégration des processus déterminant le lessivage des pesticides. Elle se situe entre l'analyse fine d'un ou deux facteurs de variations en conditions

simplifiées sur colonne et le champ où les débits et les nombreux facteurs de variations ne peuvent être contrôlés. Les résultats obtenus en faisant varier les voies de circulation de l'eau, dans des conditions de drainages proches, ce qui limite les biais, permettent de préciser et de quantifier les relations entre les flux d'eau et les teneurs de l'eau drainée.

### **1/ Apport de l'étude à la connaissance des relations entre état de surface du sol, vitesse des transferts et teneurs de l'eau drainée**

Lors de pluie instantanée élevée, sur un sol à la capacité au champ, l'expérience montre que l'état structural du **sol** en surface détermine des voies différentes de circulation de l'eau. La part de l'eau qui circule dans des pores de forts et/ou faibles diamètres (macropores, mésopores) avec des vitesses différentes, a une incidence très forte sur le processus d'adsorption et en conséquence sur les teneurs de l'eau drainée, à court et plus long terme. Le processus actif sur le niveau des teneurs à l'échelle d'un épisode de drainage de **48** heures est principalement l'adsorption.

- En conditions de **drainage avec des transferts préférentiels**, cas correspondant à la présence d'une croûte de battance en surface dans l'expérience, on observe après un apport d'eau, une courbe d'éluion des pesticides, avec une teneur maximale, une décroissance suivie d'une stabilisation des concentrations. La teneur maximale dès le premier drainage est liée à des transferts rapides de fortes quantités d'eau et de pesticides depuis la surface jusqu'à l'eau de drainage, par les macropores de plus gros diamètre principalement. La diminution des teneurs (entre 0 et environ 6 heures dans les conditions de l'expérience), est en relation avec l'augmentation de la durée du transit et de l'adsorption dans des macropores de plus en plus fins. Cette première phase correspond à la circulation de l'eau dans les macropores principalement et dans les mésopores. La phase suivante de stabilisation des teneurs (entre **6** heures environ et **48** heures), correspond à des débits lents **dans** les mésopores, d'où un effet maximum de l'adsorption. L'optimisation de l'adsorption est liée, soit à une durée suffisante du contact sol/soluté (6 heures dans les conditions de l'expérience), soit à la circulation, à travers une certaine épaisseur de sol, dans des pores fins où les surfaces d'échanges sol/soluté sont élevées.

- Si on compare les teneurs stabilisées aux mêmes heures, en condition de flux avec et sans transferts préférentiels, elles sont toujours supérieures après des transferts rapides. Les concentrations inférieures au microgramme **par** litre en absence de flux préférentiels, sont supérieures de un à deux microgrammes par litre, suite à des transferts rapides. Ces flux relativement rapides par les macropores transporterait en profondeur une plus forte proportion du pesticide. Le potentiel épurateur lié à l'adsorption, notamment dans l'horizon supérieur à plus forte teneur en matière organique, est en partie court-circuité. Les teneurs stabilisées plus élevées seraient liées à la désorption du pesticide transporté en plus grande quantité dans les horizons plus profonds et facilitée **par** le plus faible taux de matière organique.

- En conditions de **drainage sans flux préférentiel**, les teneurs de l'eau drainée après un apport d'eau, sont très faibles et stabilisées, du début du drainage à la fin du ressuyage (inférieures à un microgramme **par** litre pour les trois molécules au cours du temps). La structure affinée du sol en surface, oriente l'eau vers les mésopores, où les vitesses de drainage sont très lentes (pendant 3 à 6 heures après l'irrigation dans l'expérience), puis lentes. En conditions de transferts par les mésopores, l'adsorption serait optimisée dès les premiers drainages, par les surfaces d'échanges élevées **dans** la porosité plus fine et **par** l'adsorption forte dans l'horizon supérieur. Les conditions de risques très élevées qui ont été simulées, mettent bien en évidence le très fort pouvoir épurateur du sol, lorsque l'eau circule par les mésopores.

- **Parmi les facteurs de risques de lessivage des pesticides** pendant la phase de forte disponibilité en surface, la proportion des transferts rapides en profondeur dans le drainage total, semble celui qui présente le degré de gravité le plus élevé. Ce type de transfert existe **lors** de

pluviométrie instantanée élevée et d'état structural du sol favorable à la formation d'eau libre en surface. Le niveau de risque dépend de la part de l'eau drainée dans la macro et la mésoporosité. Par rapport à une situation sans flux préférentiel, les risques liés aux transferts rapides sont élevés, parce qu'à l'existence d'une contamination directe à court terme et à forte teneur de l'eau en profondeur, s'ajoute une pollution diffuse à plus long terme, à plus forte teneur qu'en conditions de flux lents. L'expérience a permis de mettre en évidence les deux processus et d'estimer les niveaux de risques correspondants.

La partition de l'eau entre macro et mésopores est déterminée par les quantités et l'intensité des apports d'eau, l'état structural du **sol** en surface qui va conditionner le risque de formation d'eau libre en surface, l'état hydrique du **sol**, la distribution du diamètre des pores. Les possibilités d'action concernent principalement la modification de la structure du sol en surface.

- On observe pas dans l'expérience d'écarts de teneurs importants entre **les trois molécules**, malgré leurs différences de propriétés. Les doses variables apportées, correspondent aux doses recommandées. Ceci illustre bien qu'il faut raisonner sur les propriétés des molécules et les doses apportées.

- La comparaison des **2 sols** met en évidence des teneurs un peu supérieures sur le sol **SAL**, en conditions de drainage sans transfert préférentiel. Ce résultat peut s'expliquer, soit par un débit un peu plus élevé, soit par des surfaces d'échanges sol/soluté un peu plus faibles sur ce **sol**.

## 21 Apport de l'étude pour l'action future

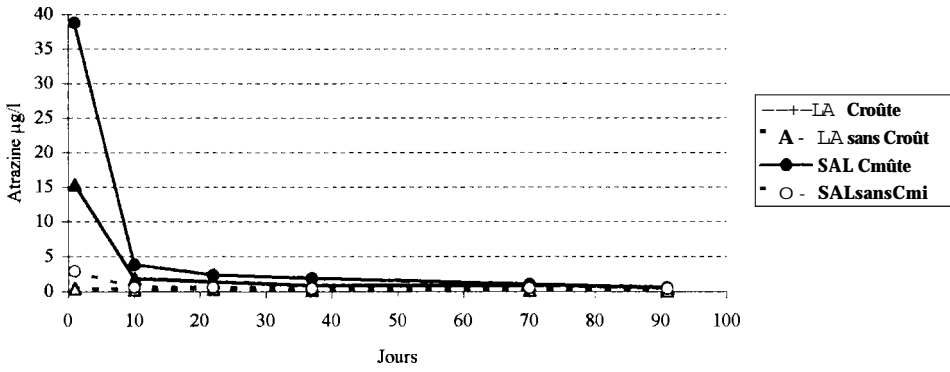
### 211 Contribution à la mise au point d'un outil d'évaluation des risques de lessivage de pesticides

- Les premiers résultats indiquent que des bougies poreuses placées en surface, devraient fournir lors d'événements pluvieux, une bonne estimation des teneurs du soluté qui s'infiltre dans le sol.
- L'étude montre la nécessité d'intégrer le risque de stagnation d'eau libre en surface lors d'événements pluvieux intenses, par une caractérisation de l'évolution de l'état de surface après apport de pesticides (tests d'infiltrométrie à différents potentiels **pour** la modélisation; indices d'estimation de la sensibilité à la battance et au tassement **pour** la construction d'indicateurs,...).
- L'expérience met bien en évidence l'importance de la macroporosité et le besoin d'outils pour décrire sa variabilité entre sols et son évolution au cours du temps.
- Les résultats orientent les études vers la mise au point de tests d'adsorption, dans des conditions qui se rapprochent des processus de lessivage (temps de contact sol/soluté réaliste avec la durée des processus de transfert, extraction à l'eau,...). Les tests actuels (agitation énergique et longue durée du contact sol/soluté, extraction par des solvants organiques) ont pour objectif principal de comparer le potentiel d'adsorption des molécules sur différents sols.

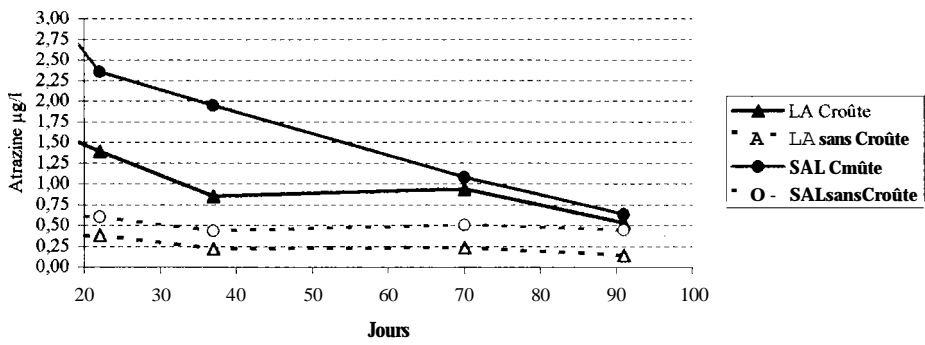
### 22/ Adaptation des pratiques culturales

Les résultats montrent bien le risque élevé, lors d'événements pluvieux intenses, lié à la présence d'une croûte de battance et l'utilité d'y remédier par un travail du sol. Un travail très superficiel est suffisant (ce que montre l'expérience dans des conditions de risques très élevées, liées à l'intensité des apports d'eau) pour orienter l'eau vers une infiltration lente dans la porosité fine et optimiser l'adsorption. Les résultats orientent vers la recommandation de cette pratique culturale, dans les situations où se forment des croûtes de battance en surface. Ce type d'intervention devrait être réalisé, avant les apports de pesticides (vignes, vergers, cultures annuelles) et après les apports, quand une petite croûte s'est formée en surface, lorsque cette pratique est possible - ce qui est le cas sur vignes et vergers - ou sous réserve d'études complémentaires, dans le cas des cultures annuelles.

Teneurs moyenne en atrazine (0-48 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-



Teneurs moyenne en atrazine (0-48 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-



Teneurs moyenne en DEA (0-48 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-

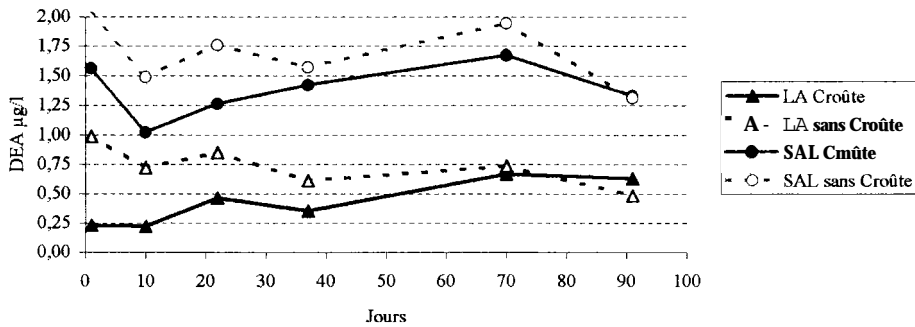
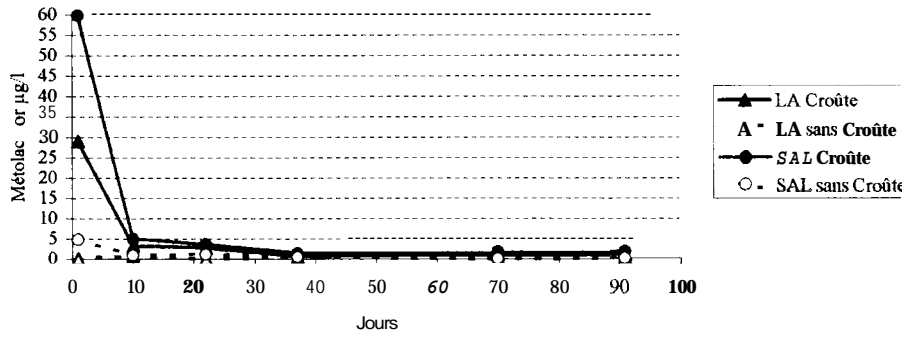
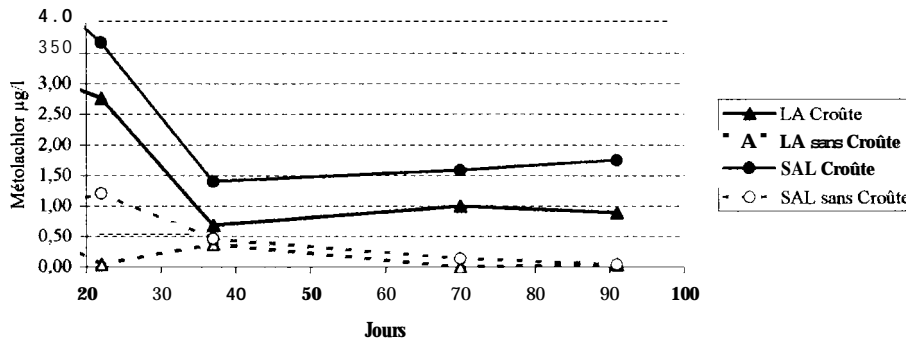


Fig. 1

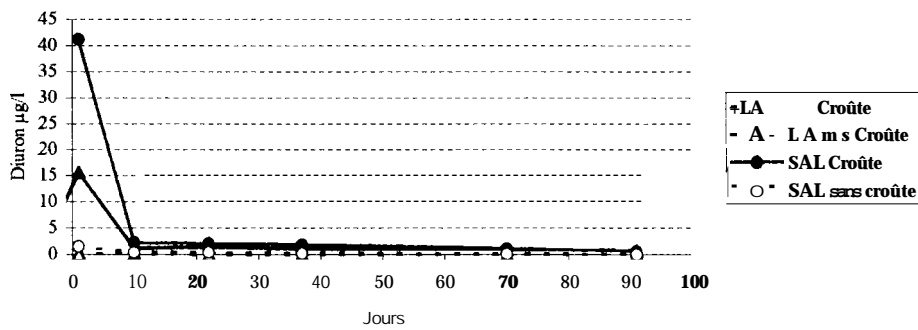
Teneurs moyenne en métolachlor (048 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-



Teneurs moyenne en métolachlor (048 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-



Teneurs moyenne en diuron (0-48 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-



Teneurs moyenne en diuron (048 heures) de l'eau de drainage en fonction du temps -2001-

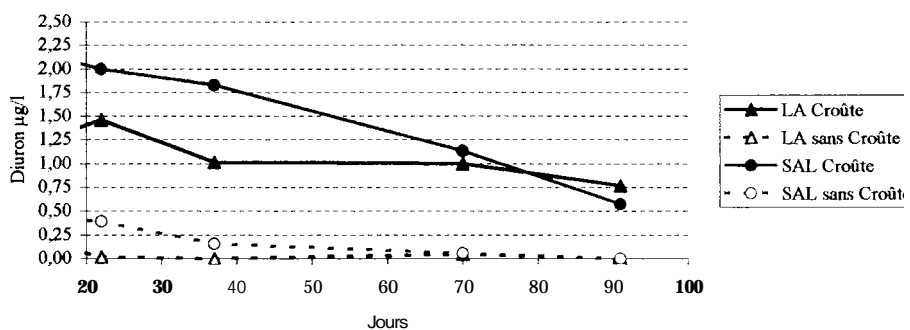


Fig. 2

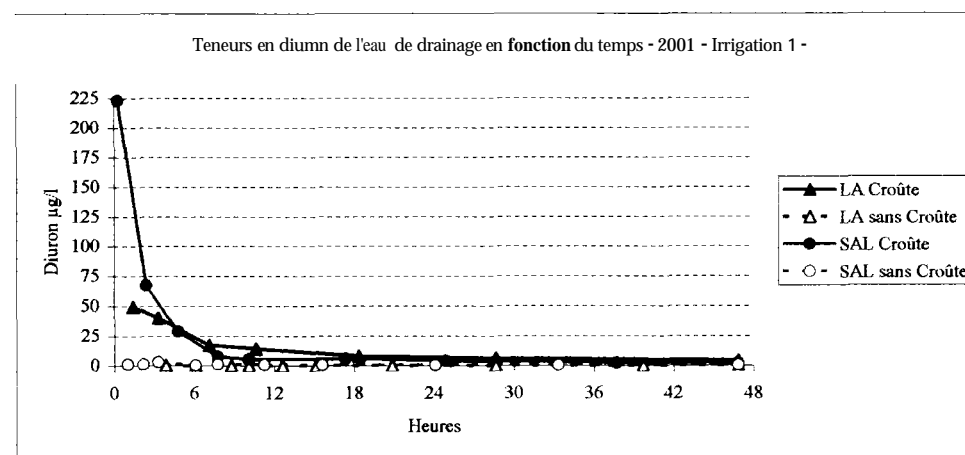
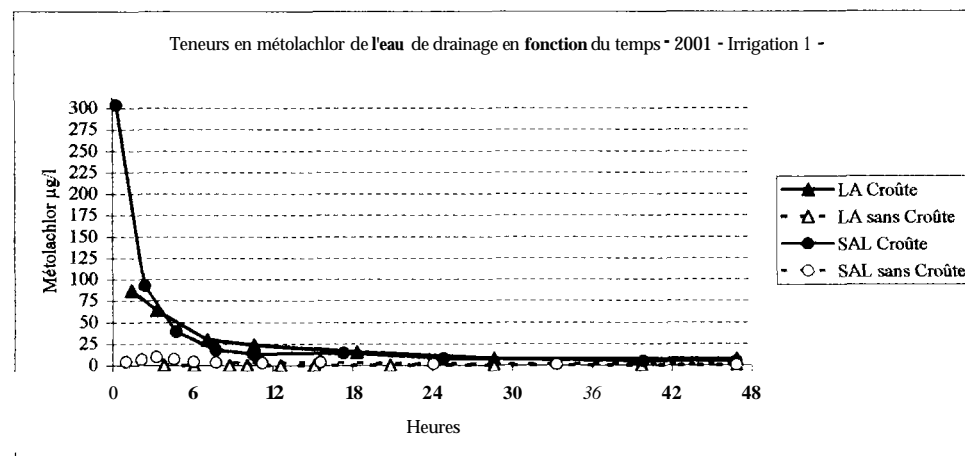
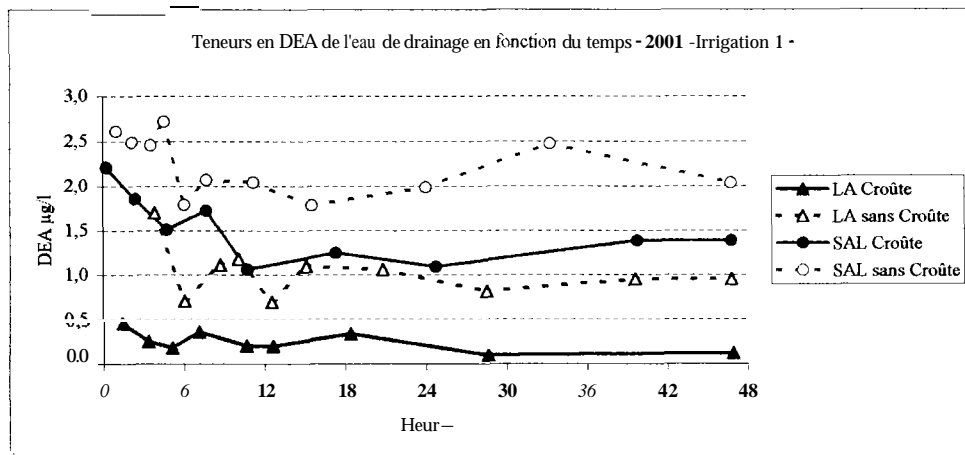
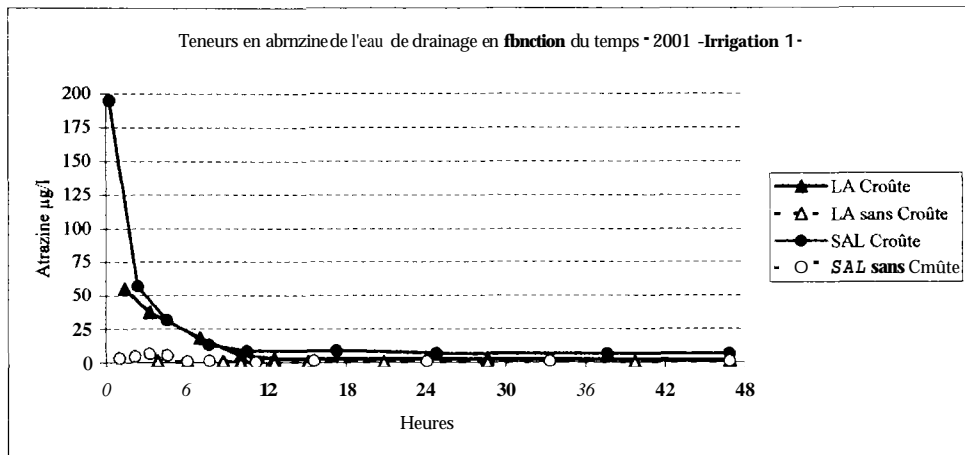
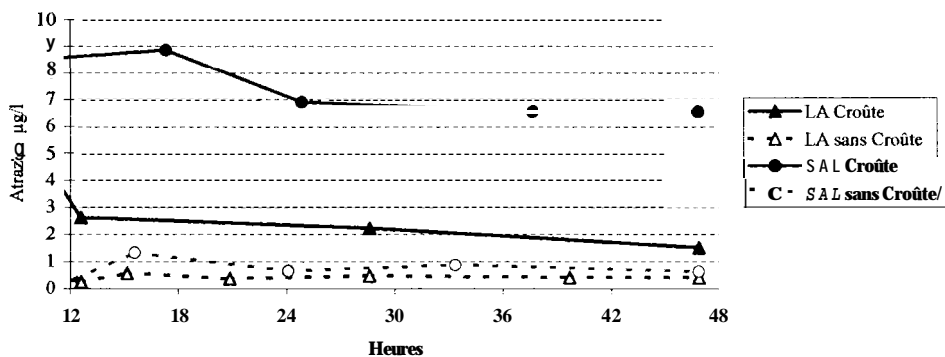
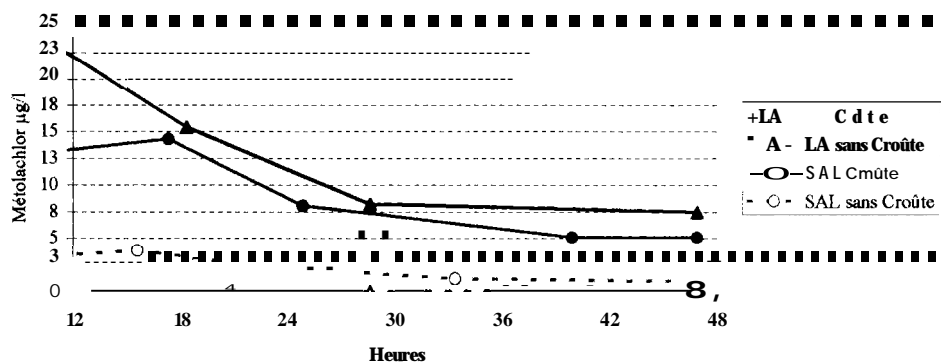


Fig. 3

Teneurs en aldrine de l'eau de drainage en fonction du temps - 2001 - Irrigation 1 -



Teneurs en métolachlor de l'eau de drainage en fonction du temps - 2001 - Irrigation 1 -



Teneurs en diuron de l'eau de drainage en fonction du temps - 2001 - Irrigation 1 -

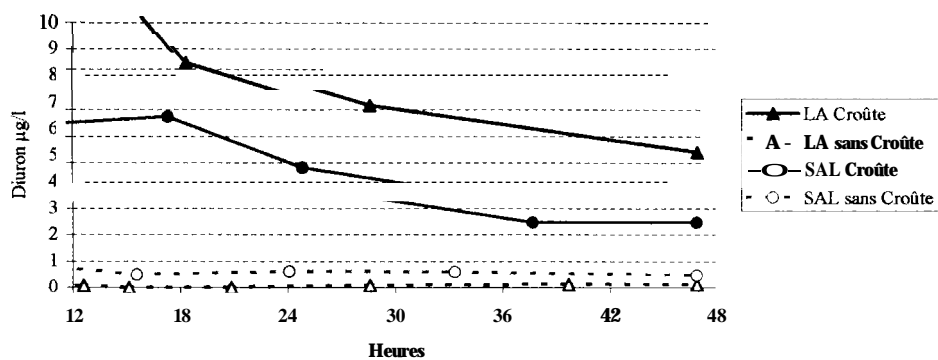
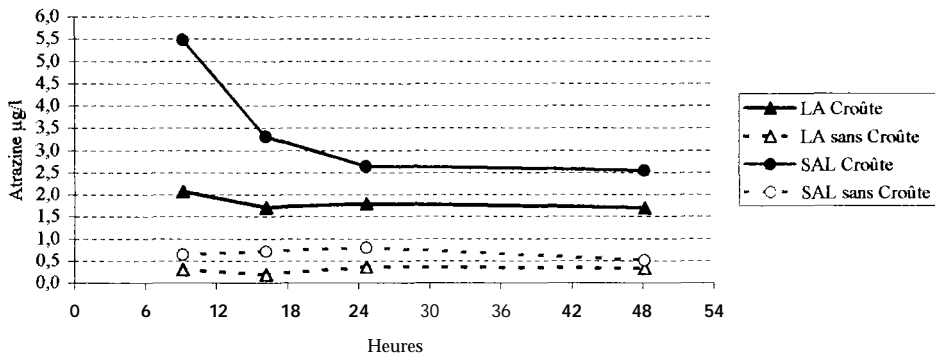


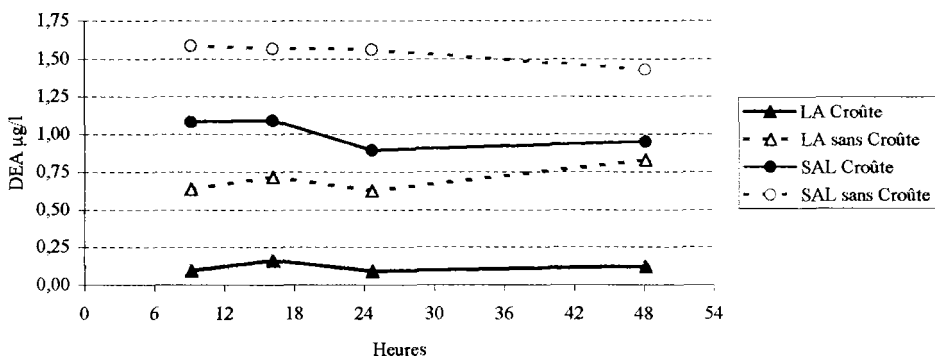
Fig. 4



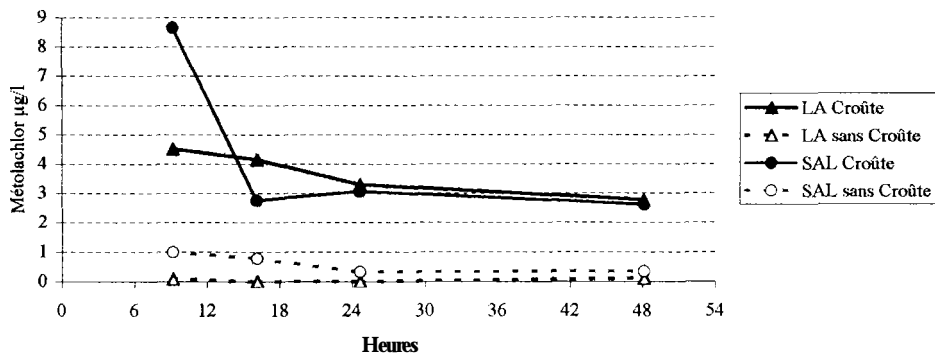
Teneurs en atrazine de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 2



Teneurs en DEA de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 2



Teneurs en métolachlor de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 2



Teneurs en diuron de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 2

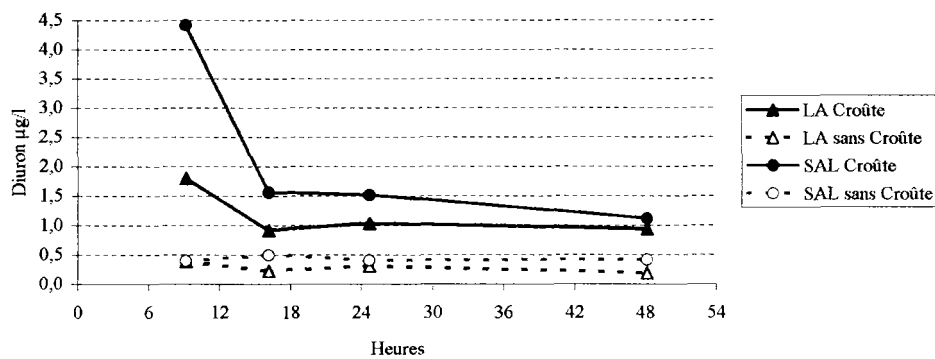


Fig. 5

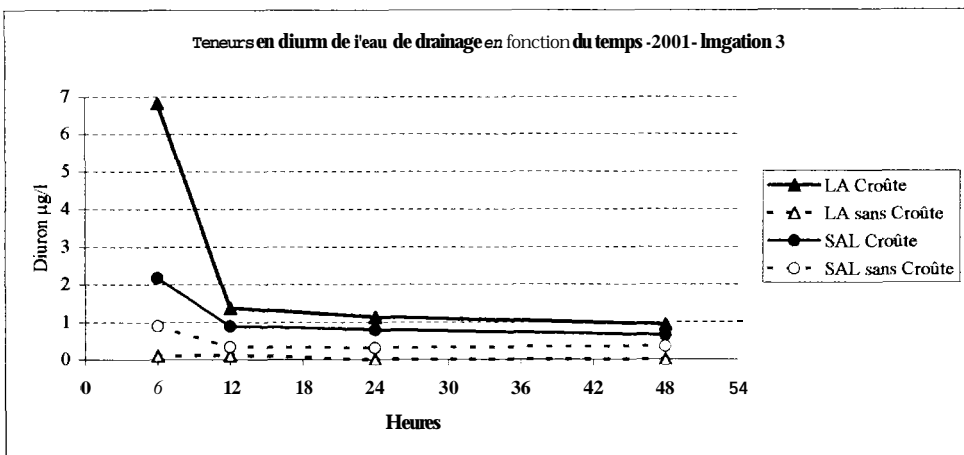
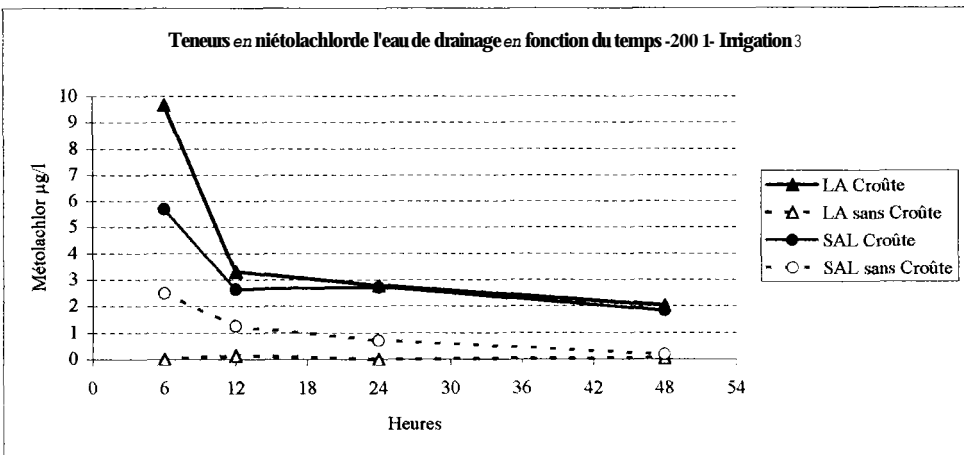
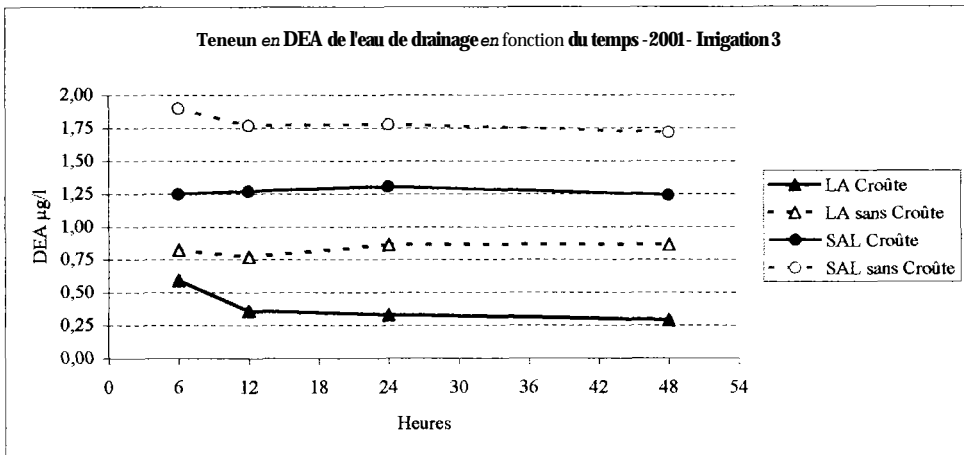
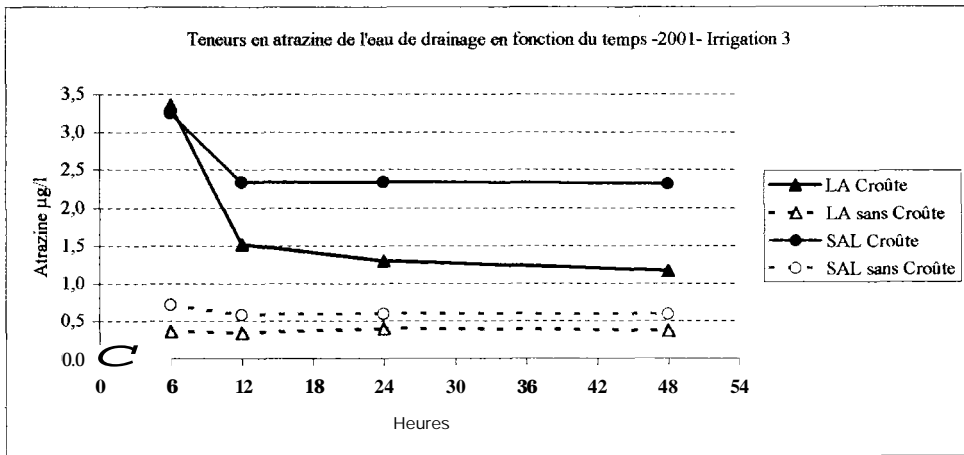


Fig. 6

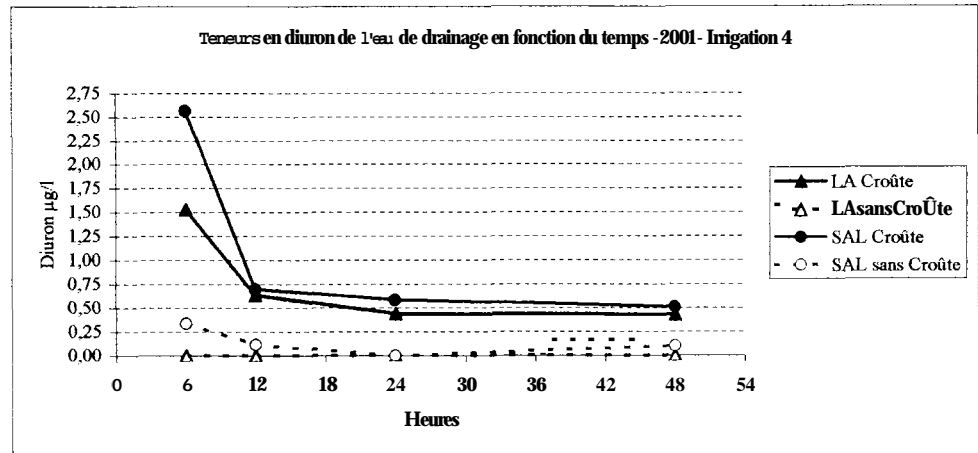
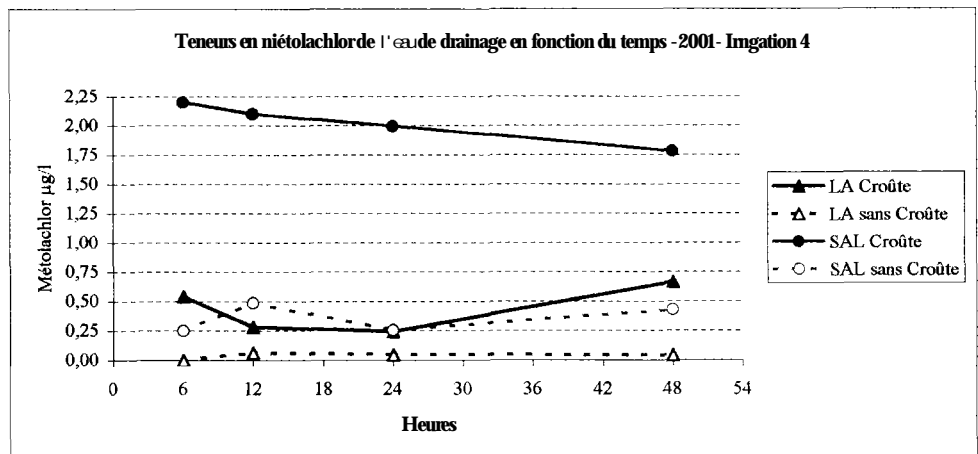
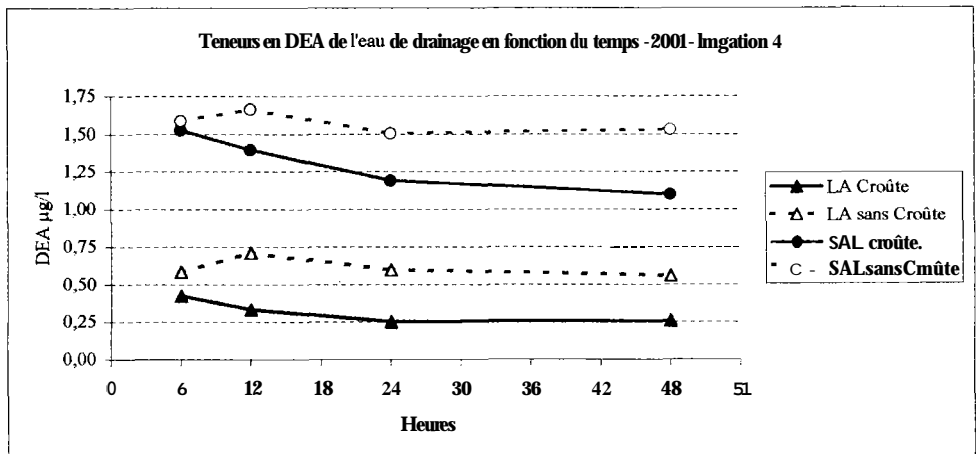
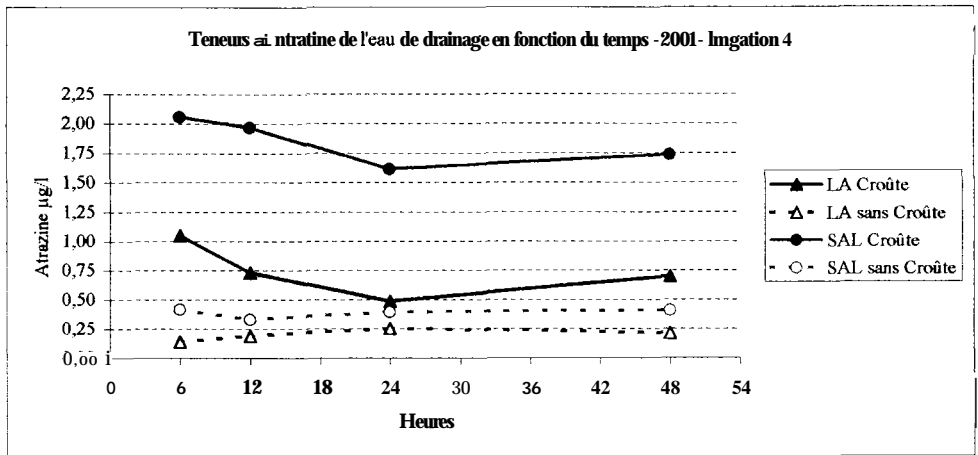
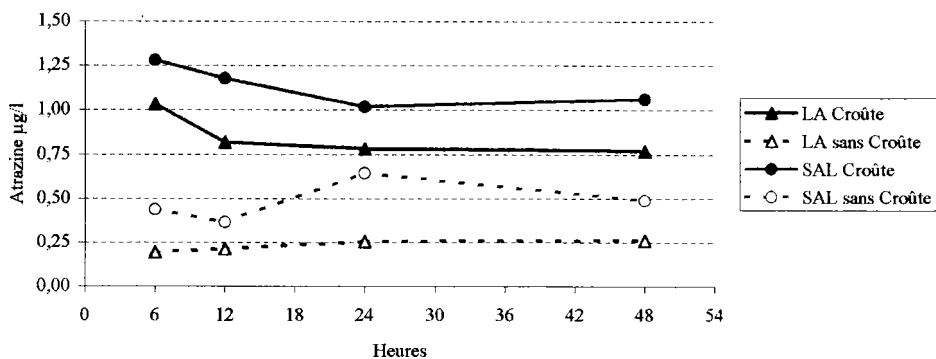
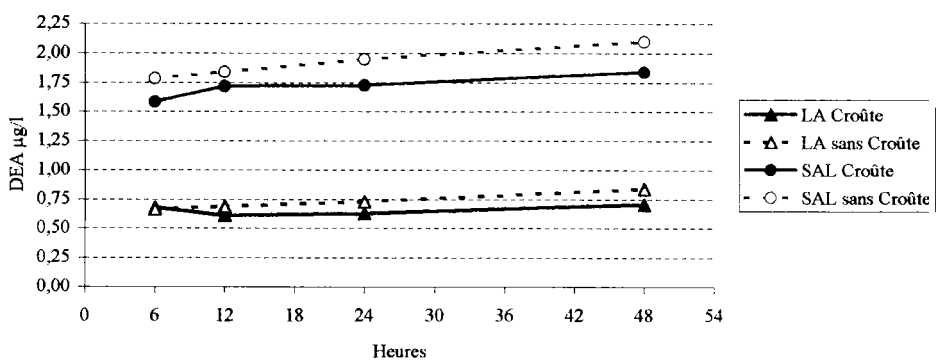


Fig. 1

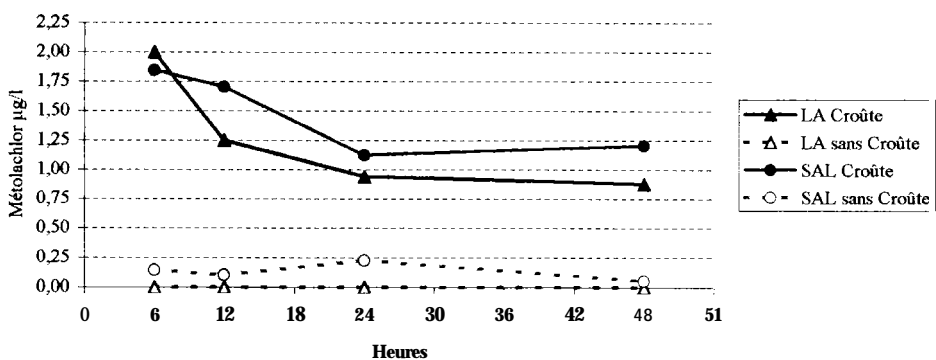
Teneurs en atrazine de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 5



Teneurs en DEA de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 5



Teneurs en métolachlor de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 5



Teneurs en diuron de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 5

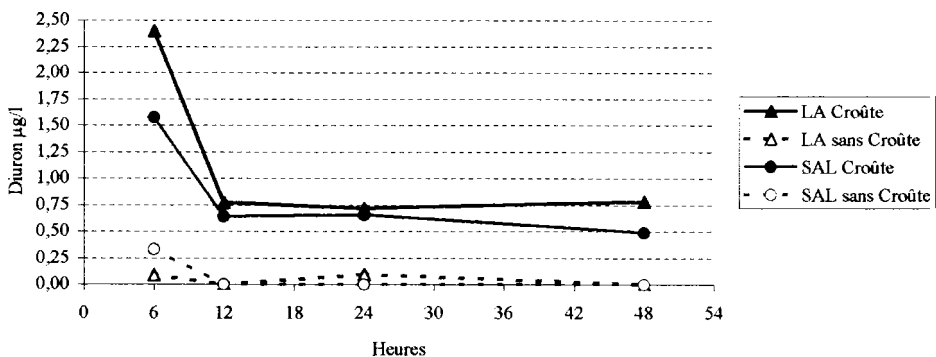
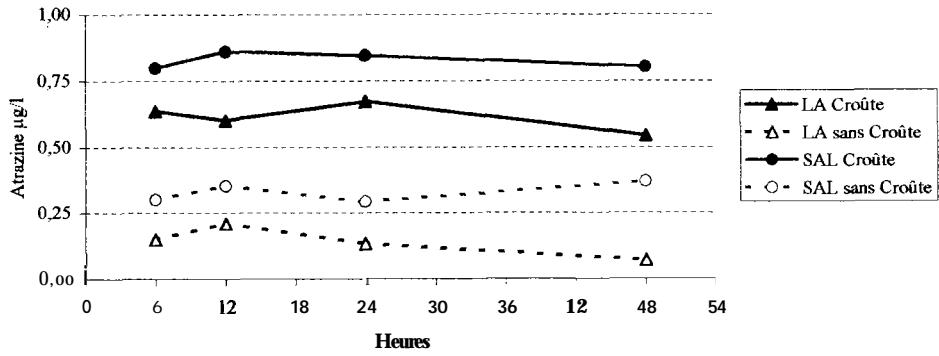
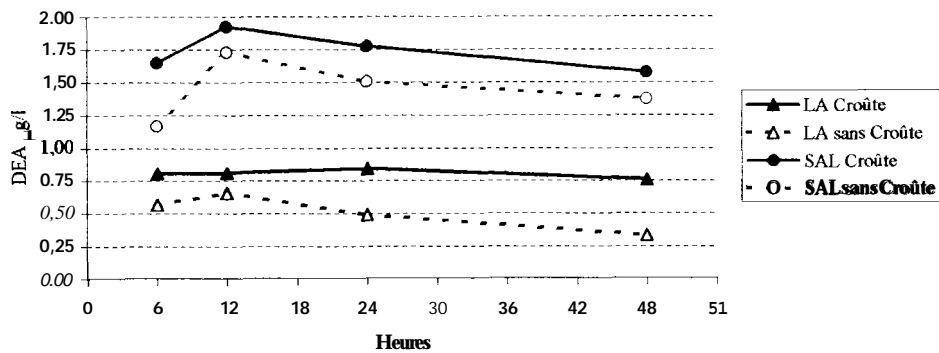


Fig. 8

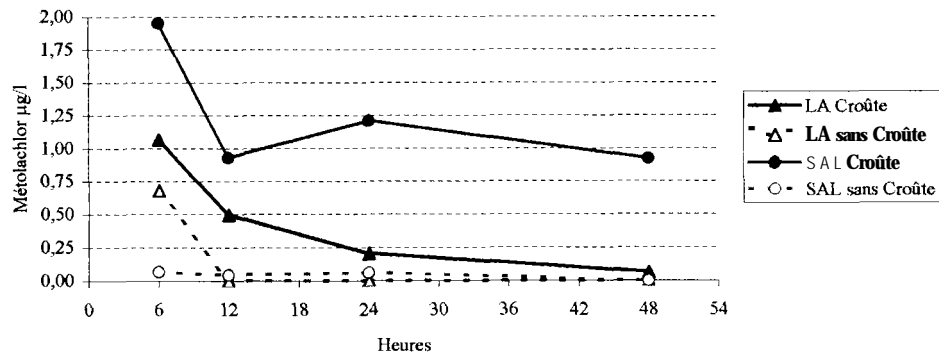
Teneurs en atrazine de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6



Teneurs en DEA de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6



Teneurs en métolachlor de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6



Teneurs en diuron de l'eau de drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6

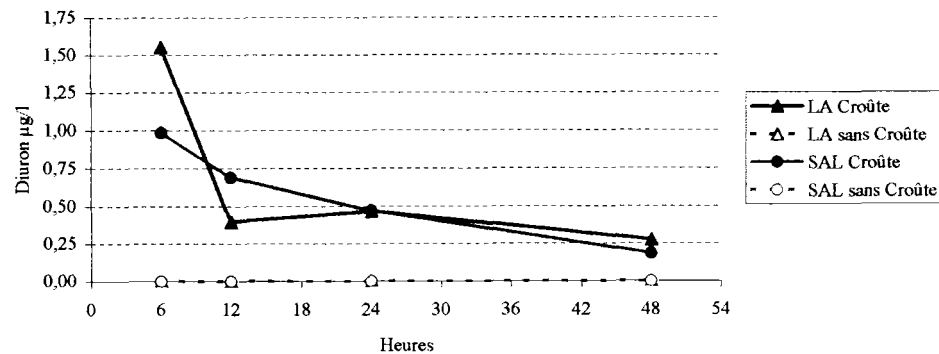


Fig. 9

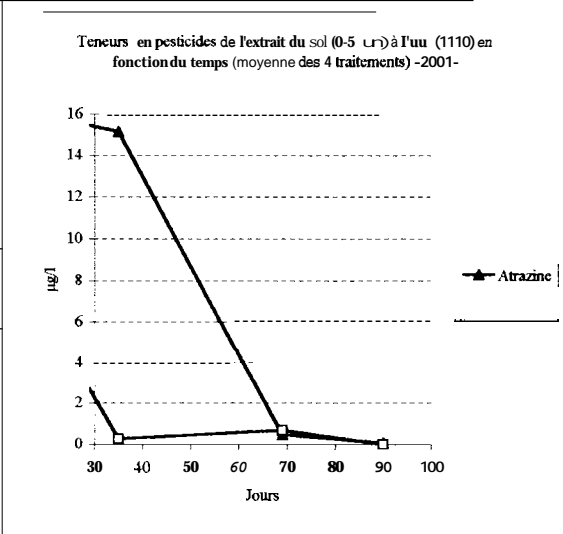
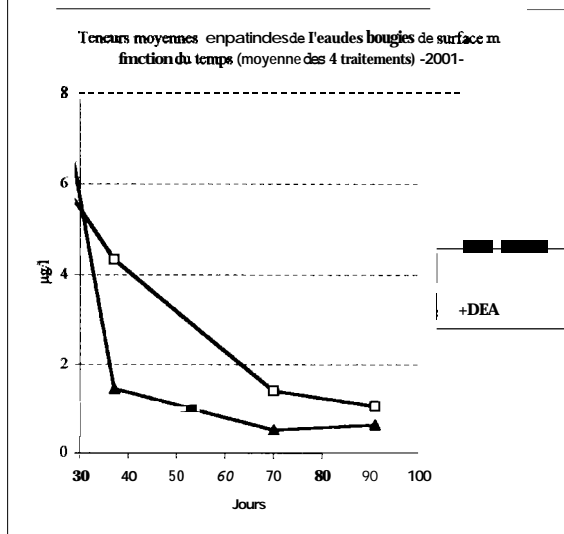
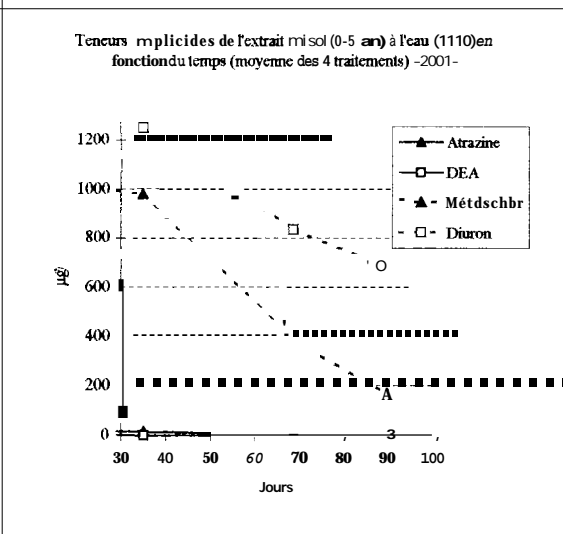
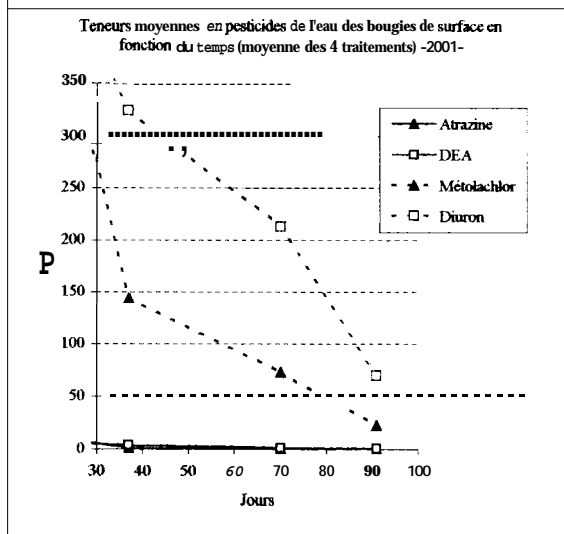
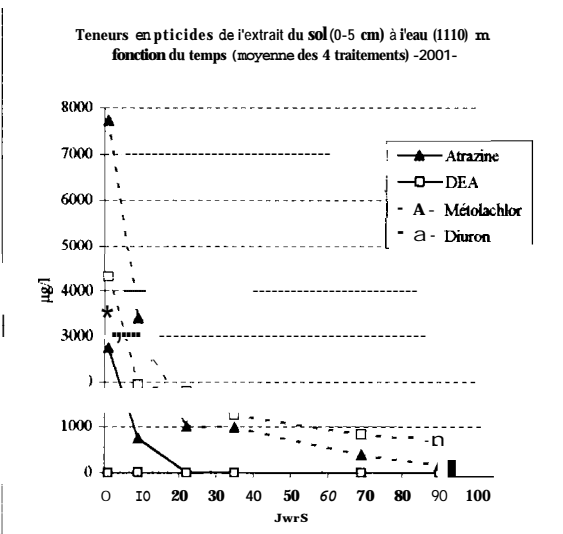
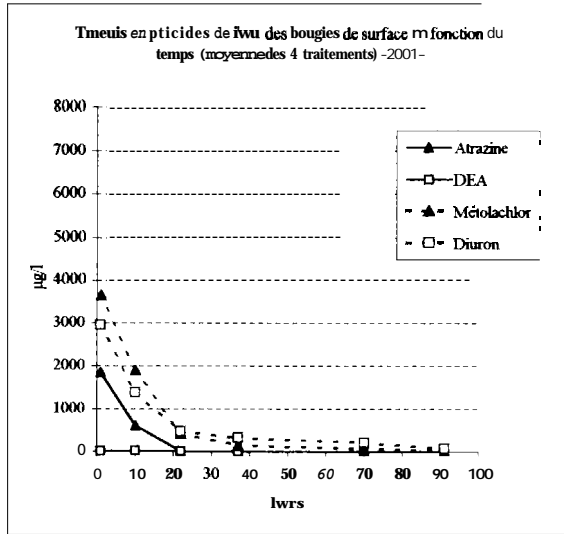
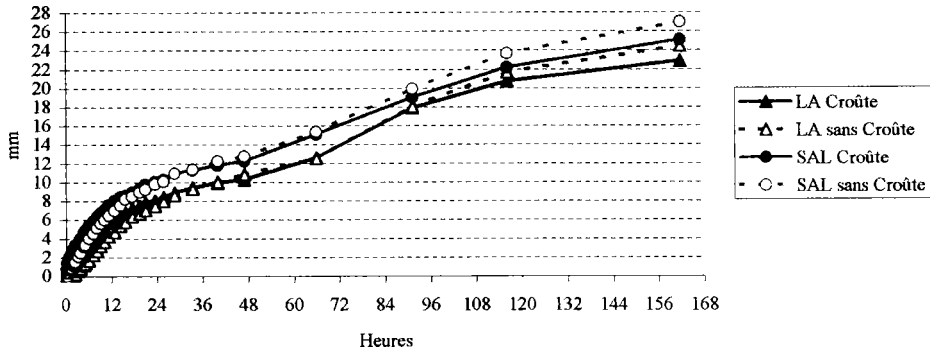
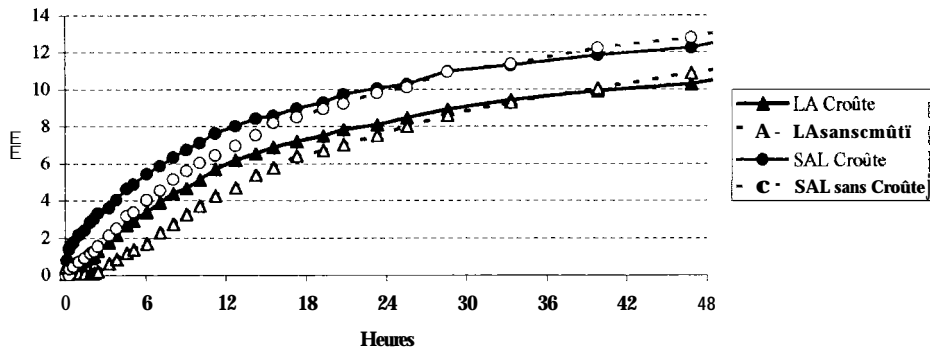


Fig. 10

Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 1



Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 1



Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 1

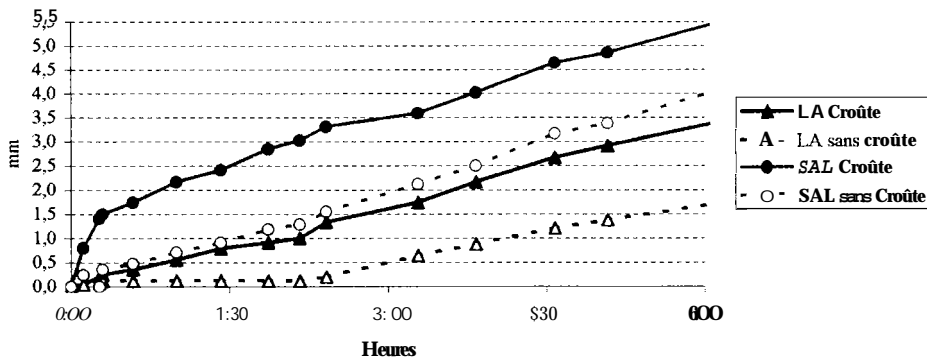


Fig.11

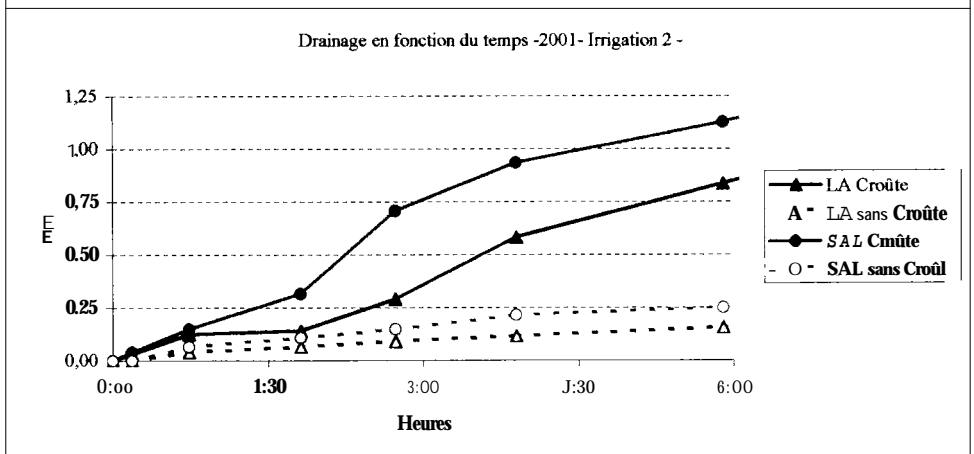
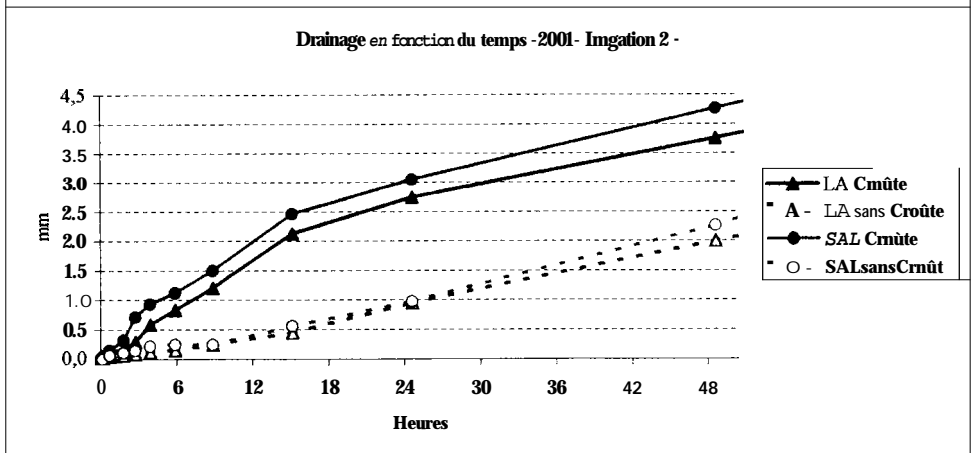
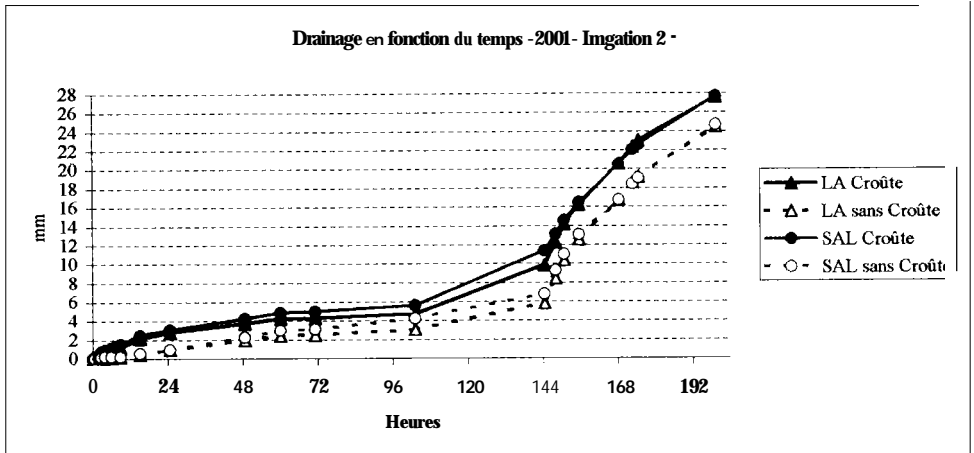


Fig.12



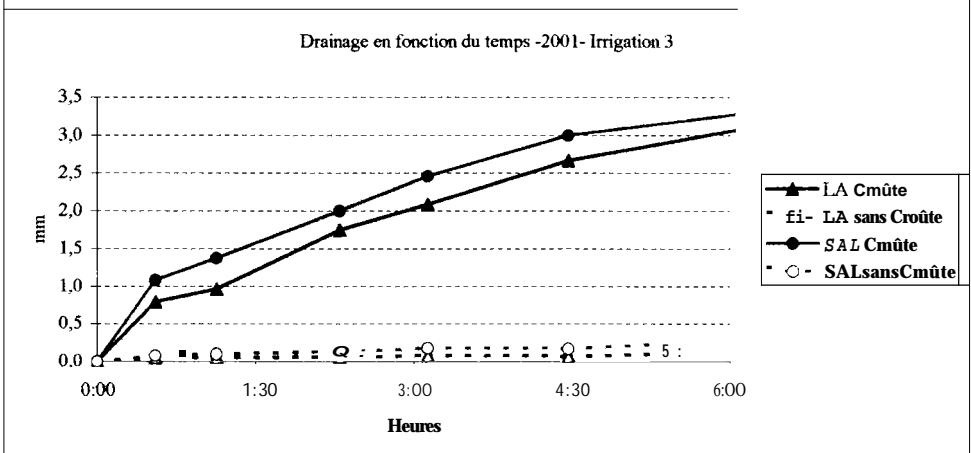
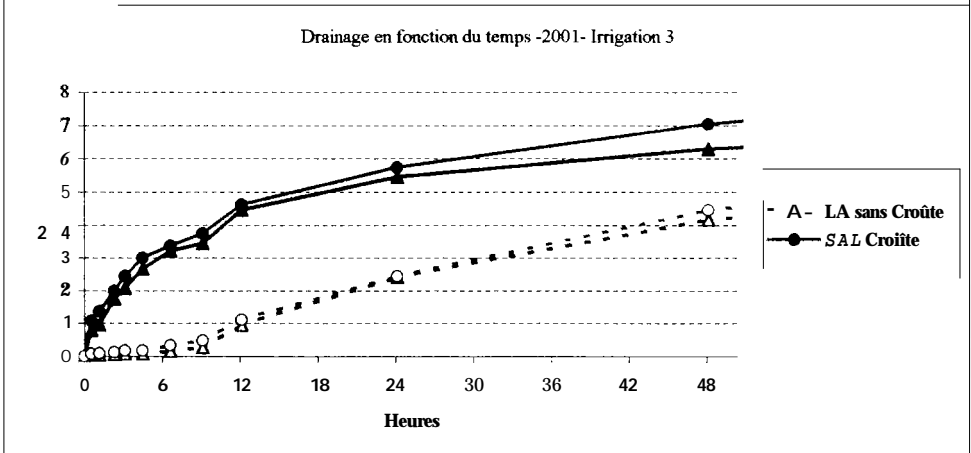
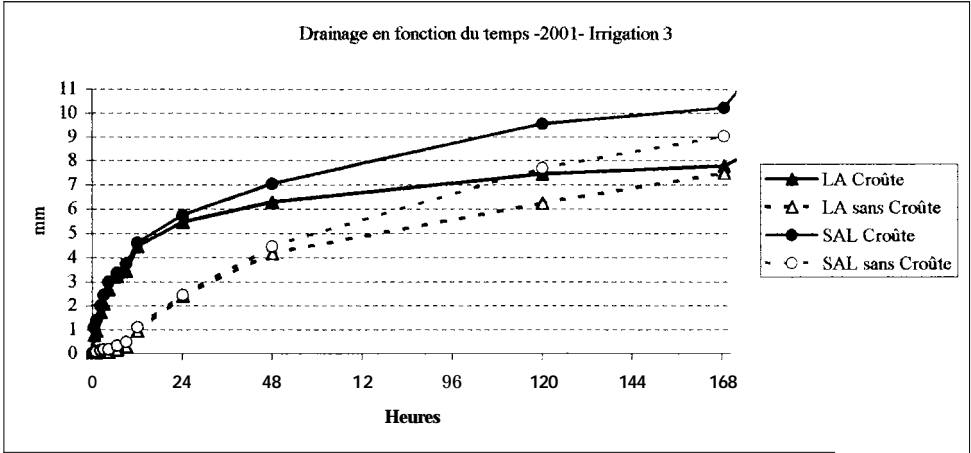


Fig. 13

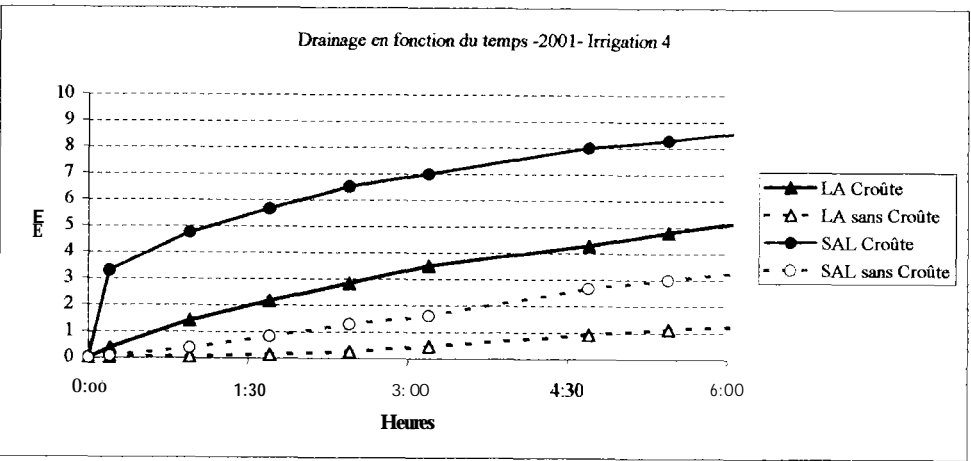
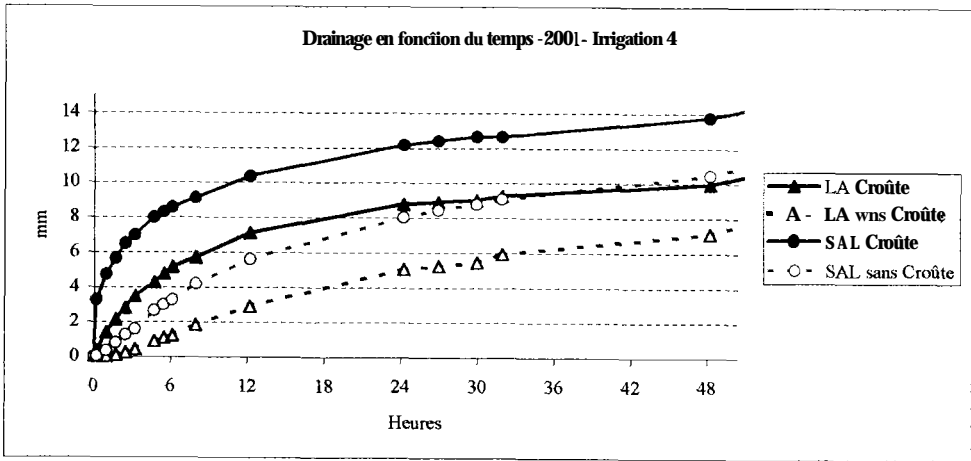
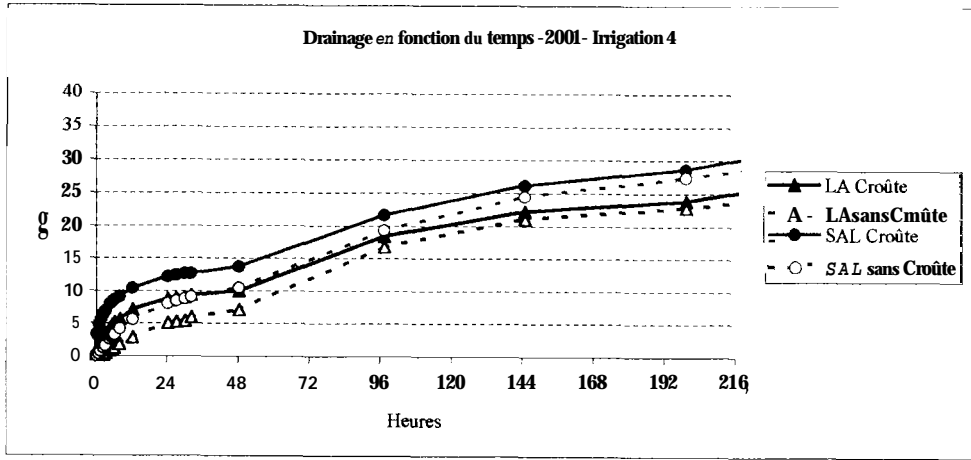
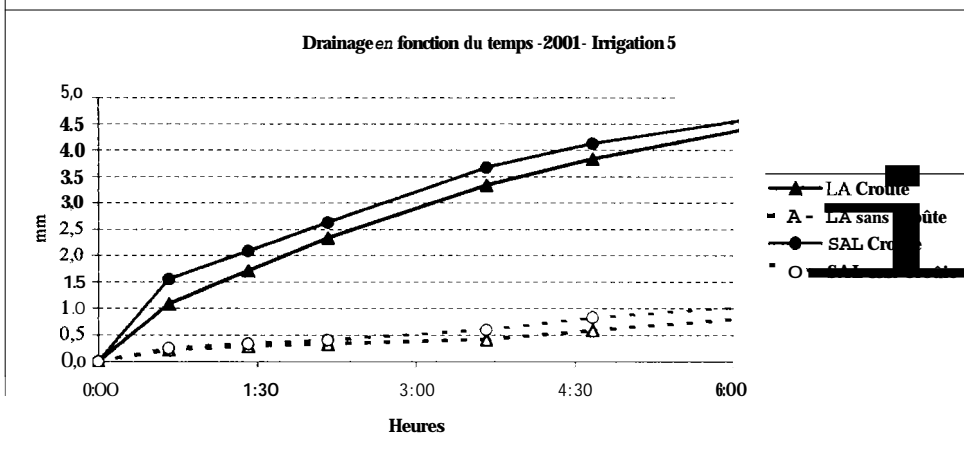
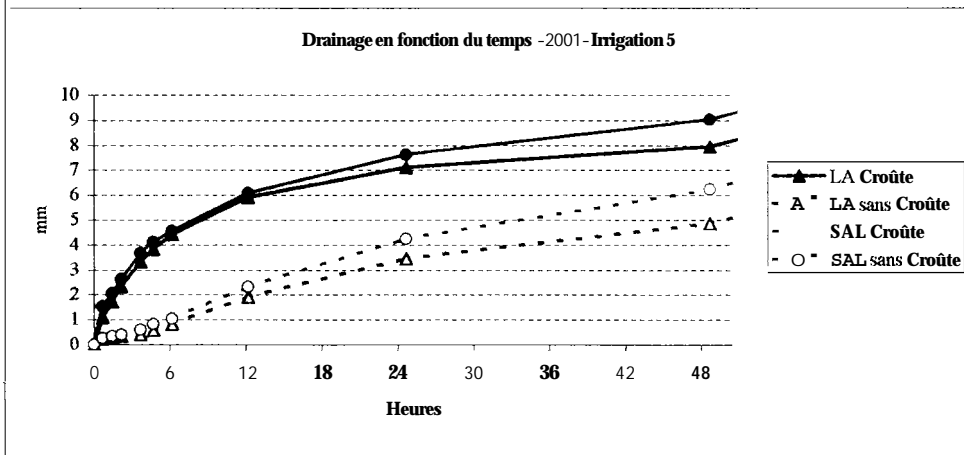
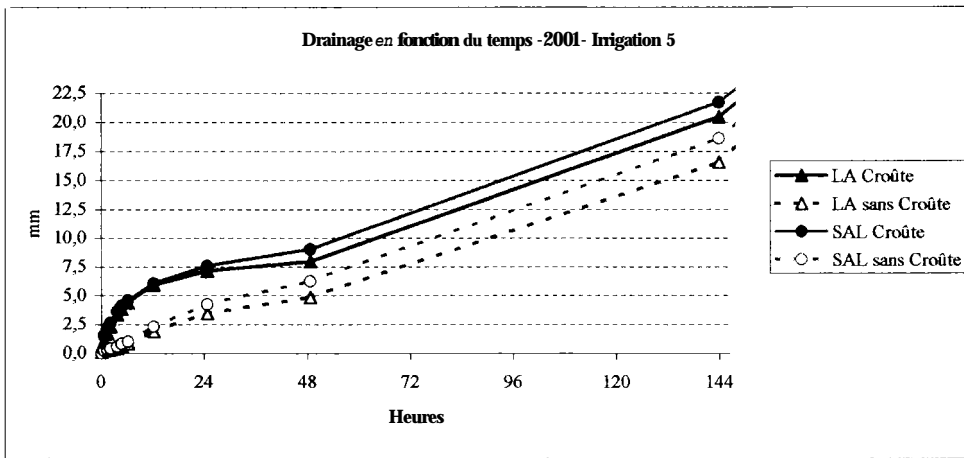
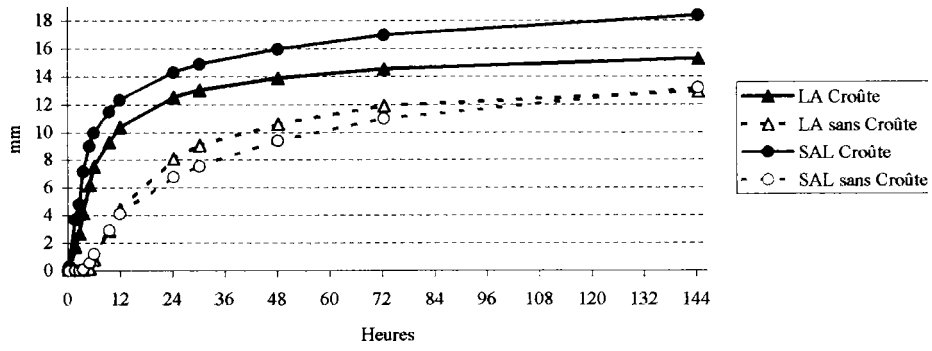


Fig.14

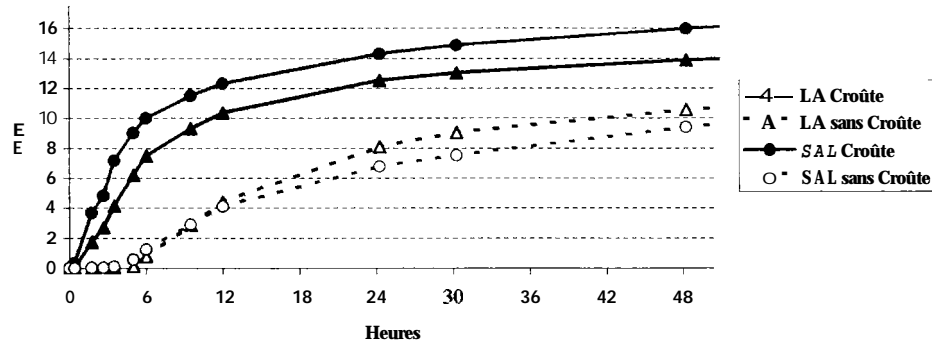


**Fig. 15**

Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6 -



Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6 -



Drainage en fonction du temps -2001- Irrigation 6 -

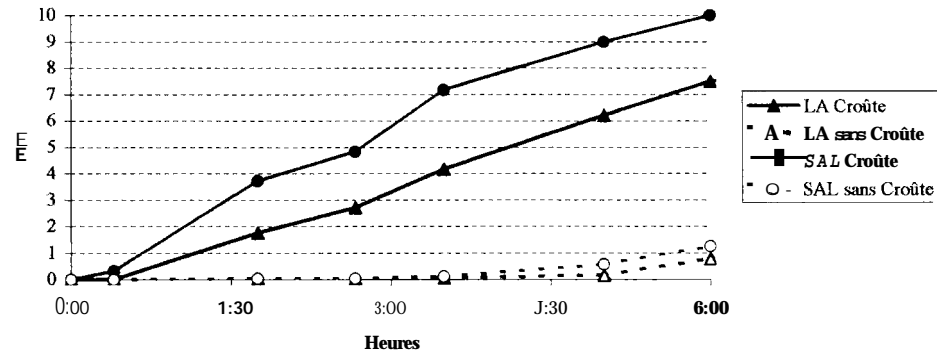


Fig. 16

Vitesse d'infiltration en fonction du potentiel de l'eau sur les 2 sols avec et sans croûte -2001-

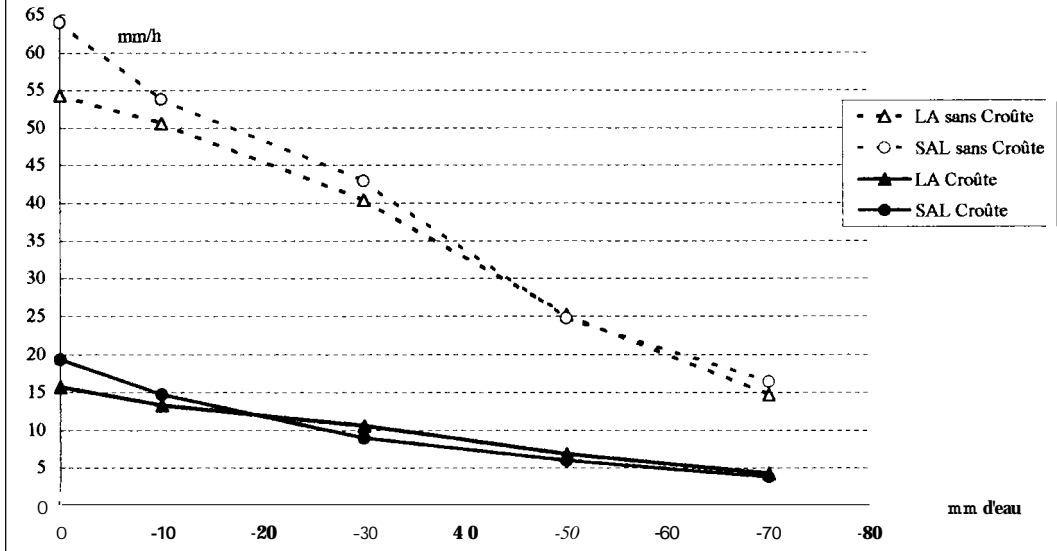


Fig.17

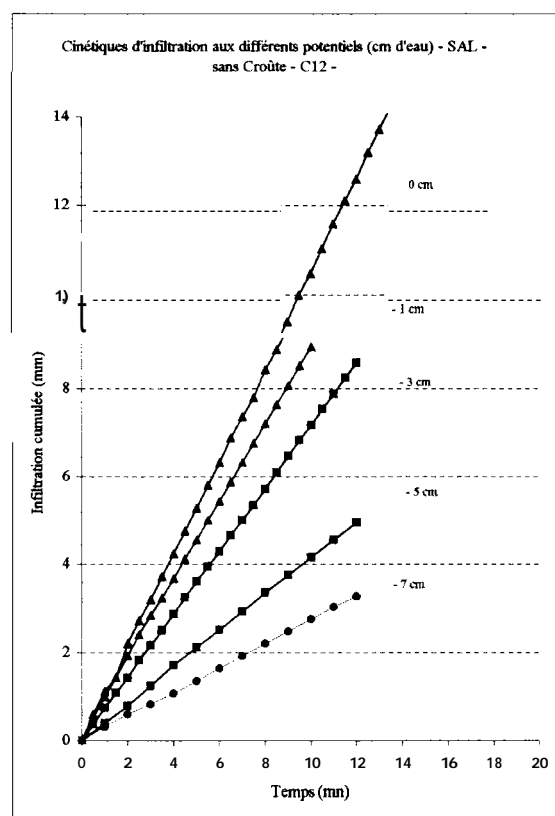
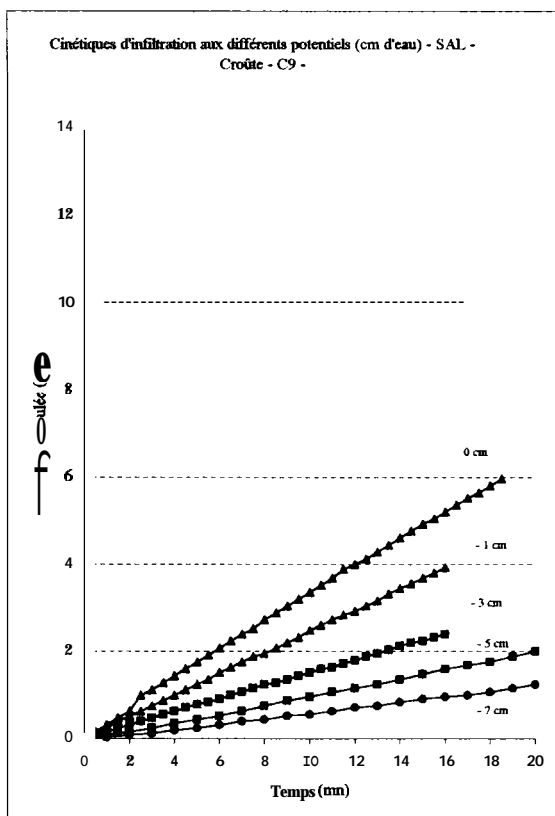
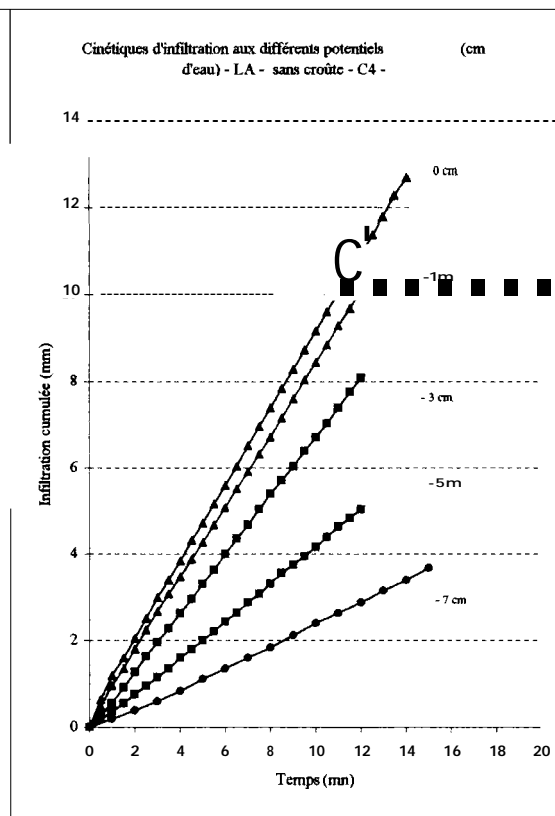
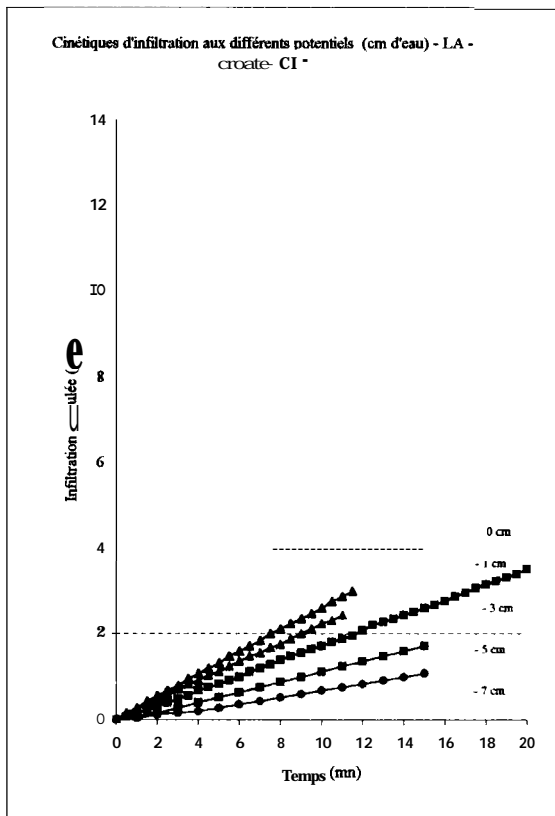


Fig. 18

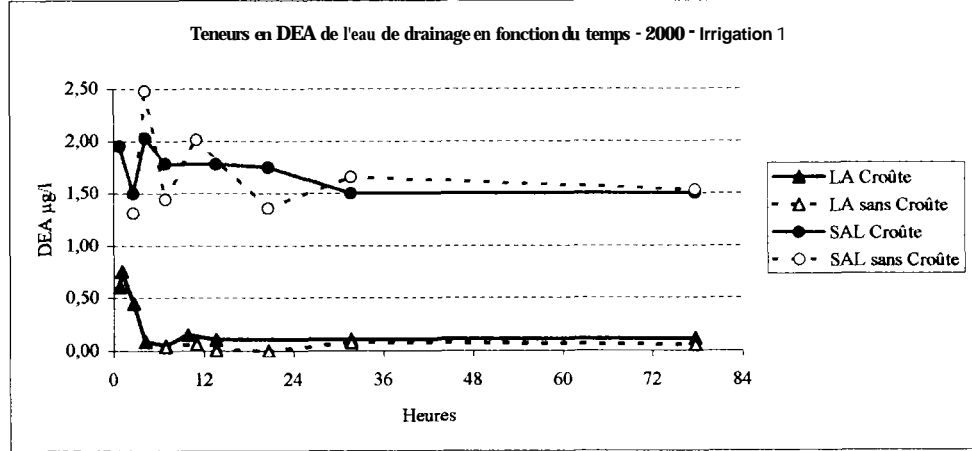
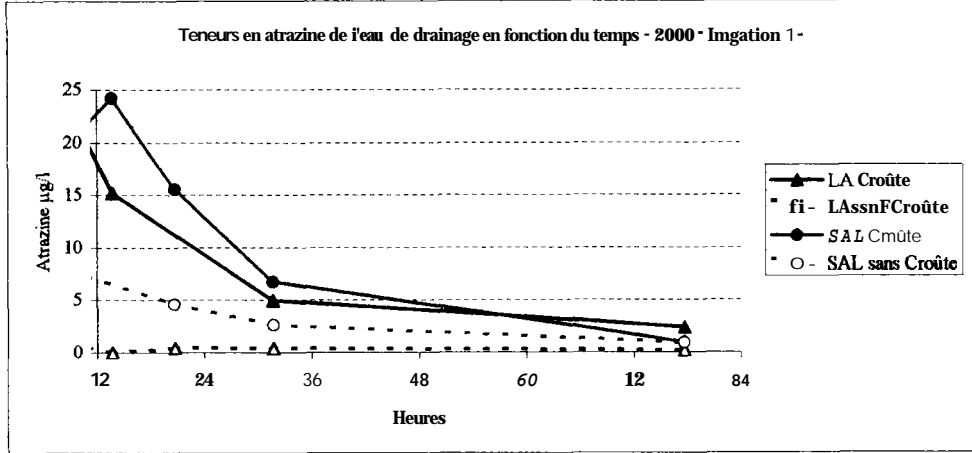
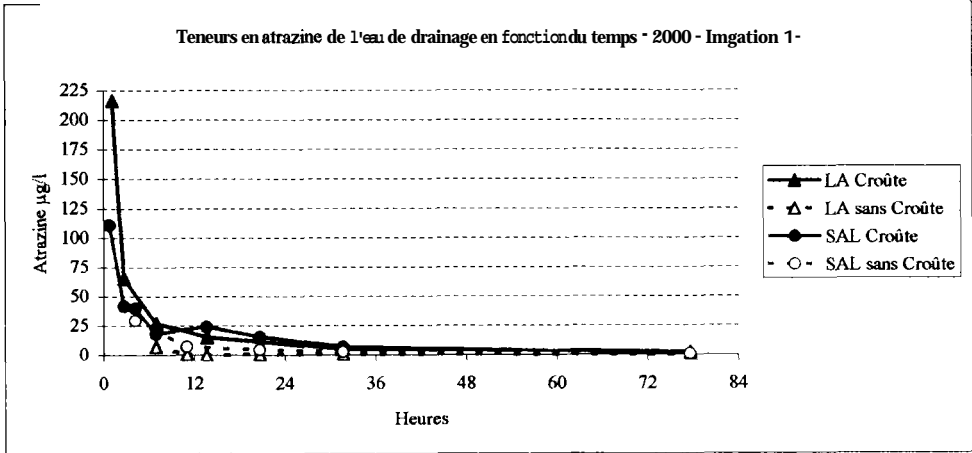


Fig. 19

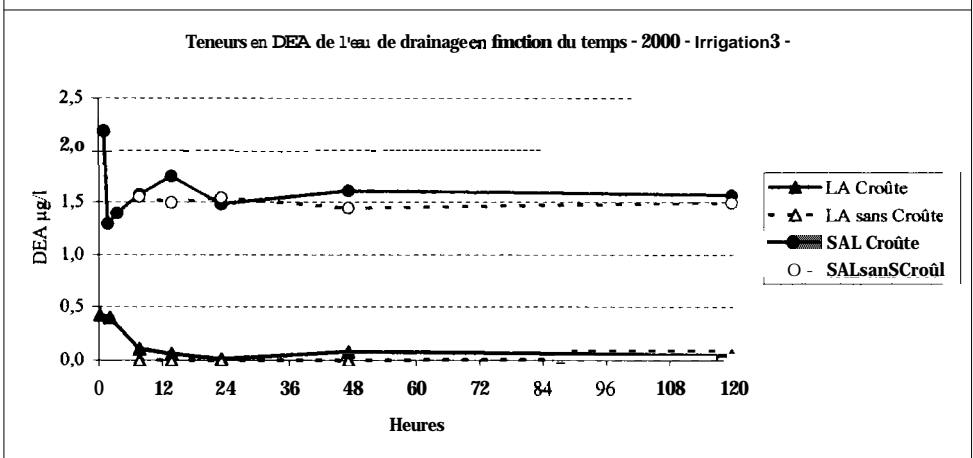
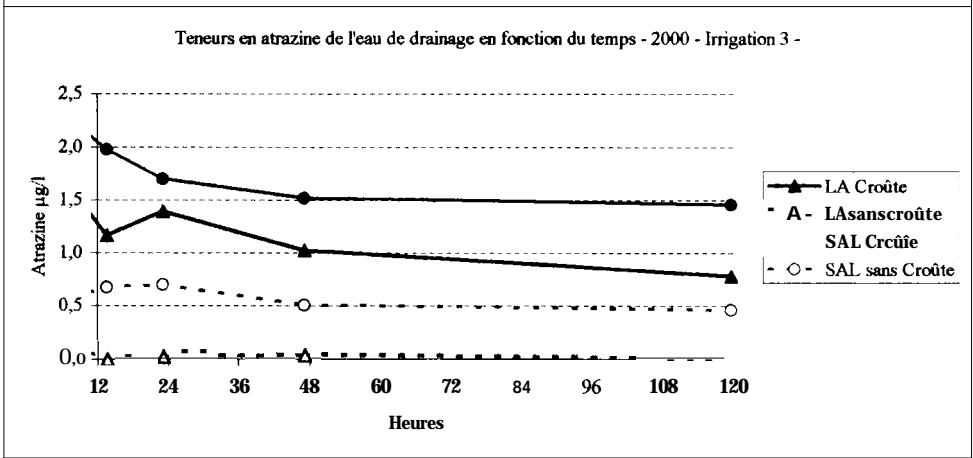
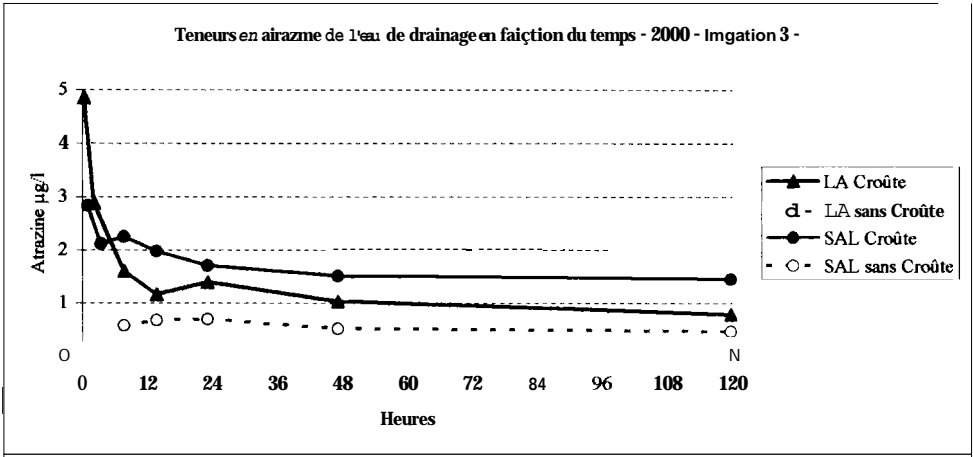


Fig. 20



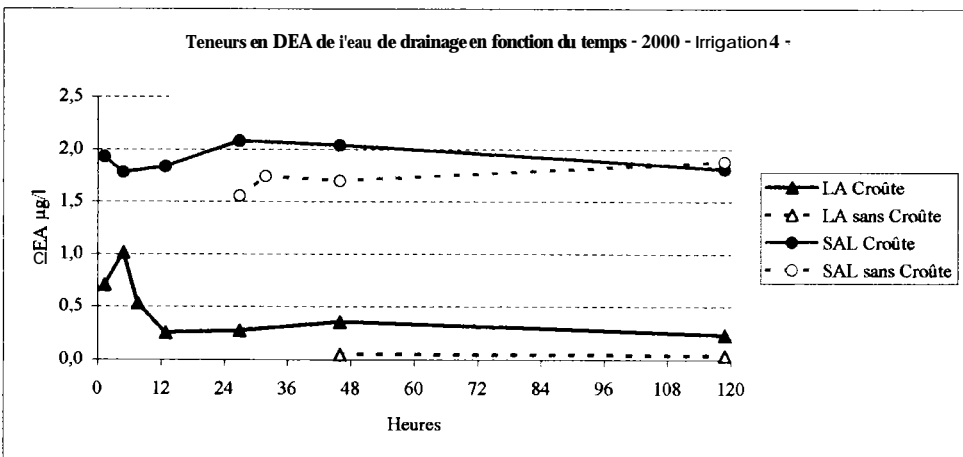
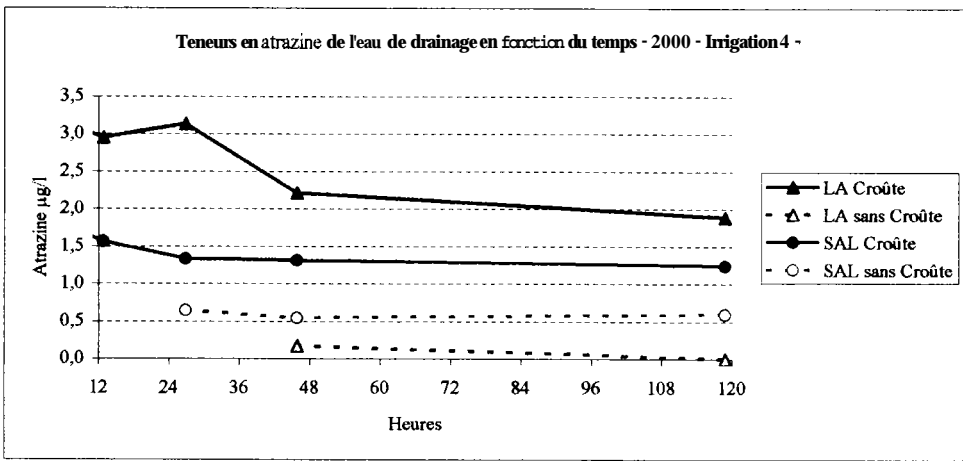
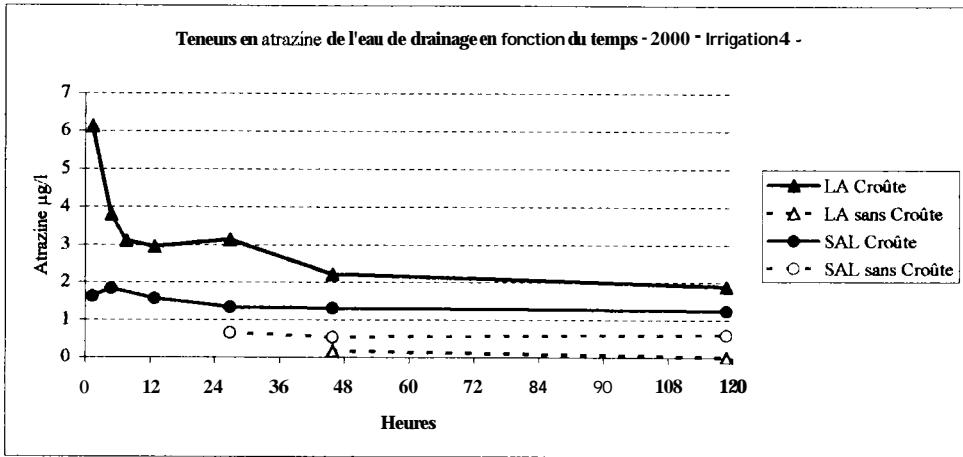
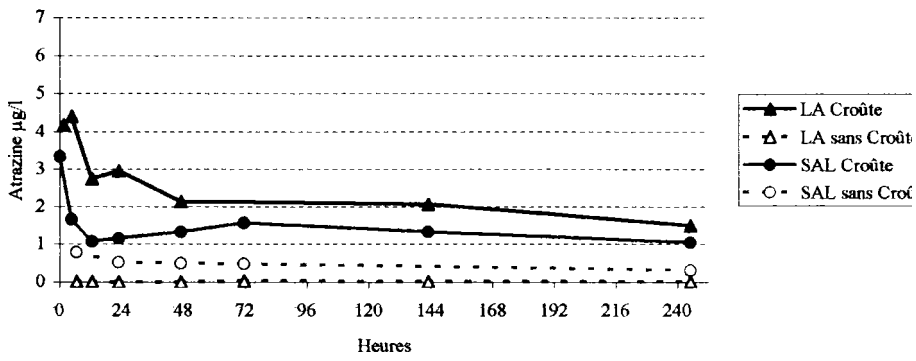
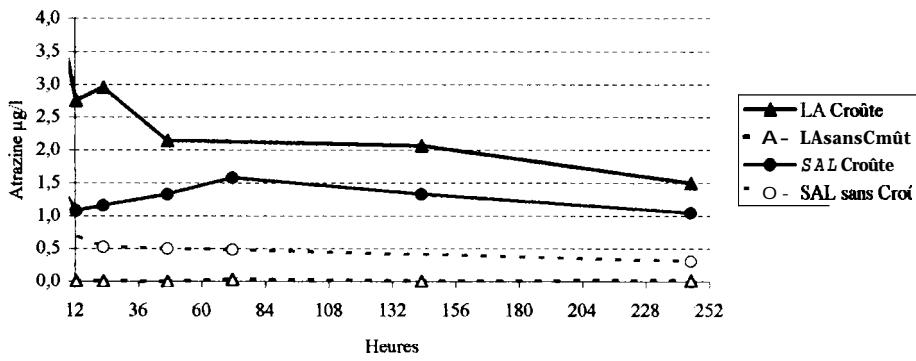


Fig. 21

Teneurs en atrazine de l'eau de drainage en fonction du temps - 2000 - Irrigation 5 .



Teneurs en atrazine de l'eau de drainage en fonction du temps - 2000 - Irrigation 5 -



Teneurs en DEA de l'eau de drainage en fonction du temps - 2000 - Irrigation 5 -

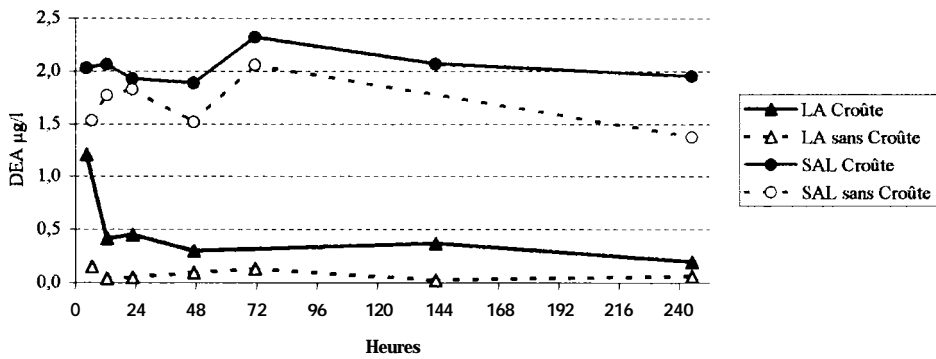


Fig.22

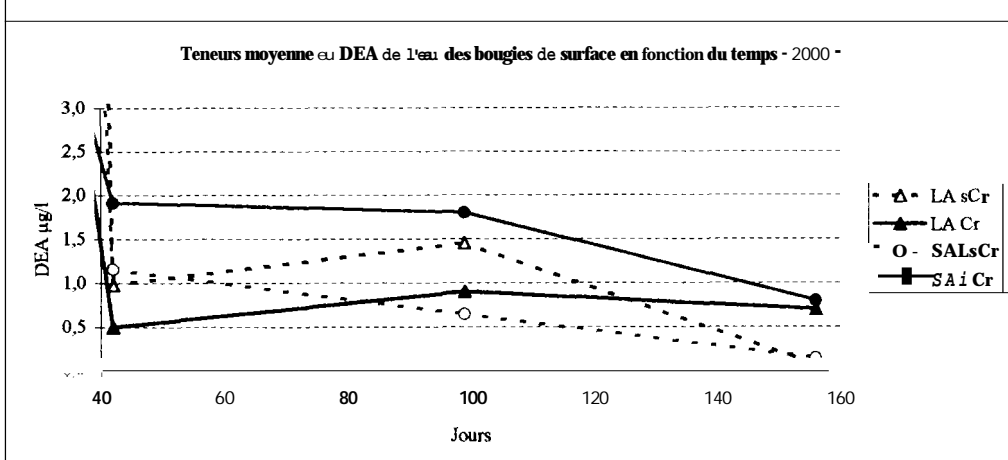
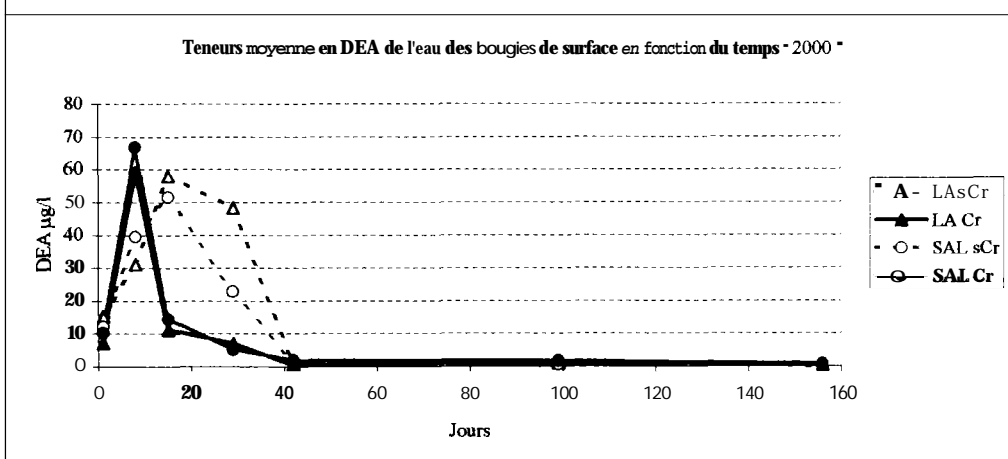
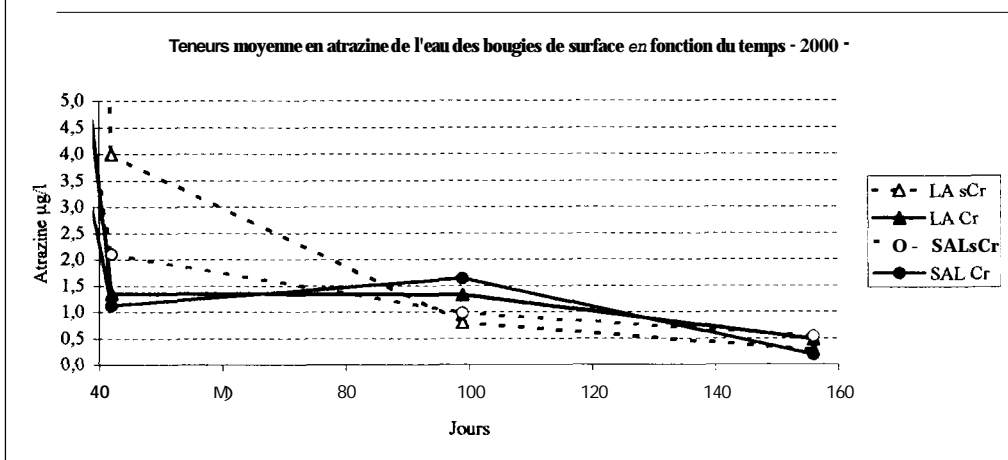
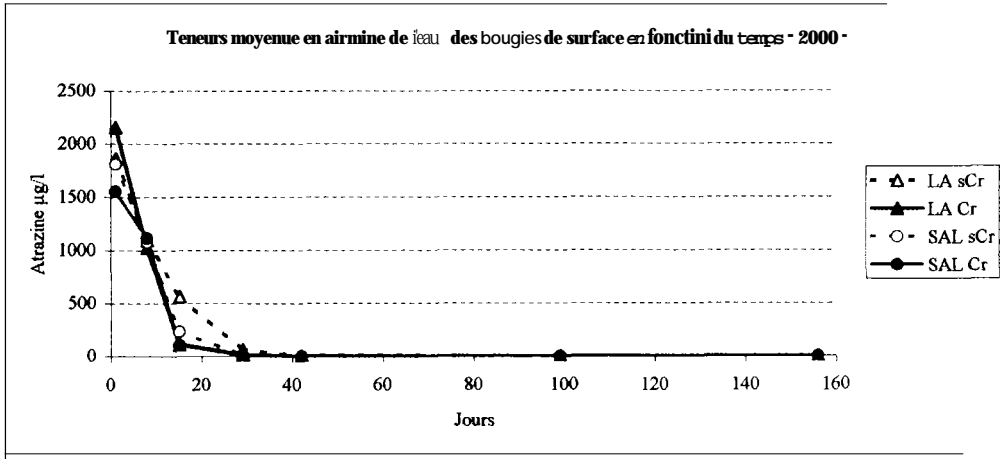


Fig.23

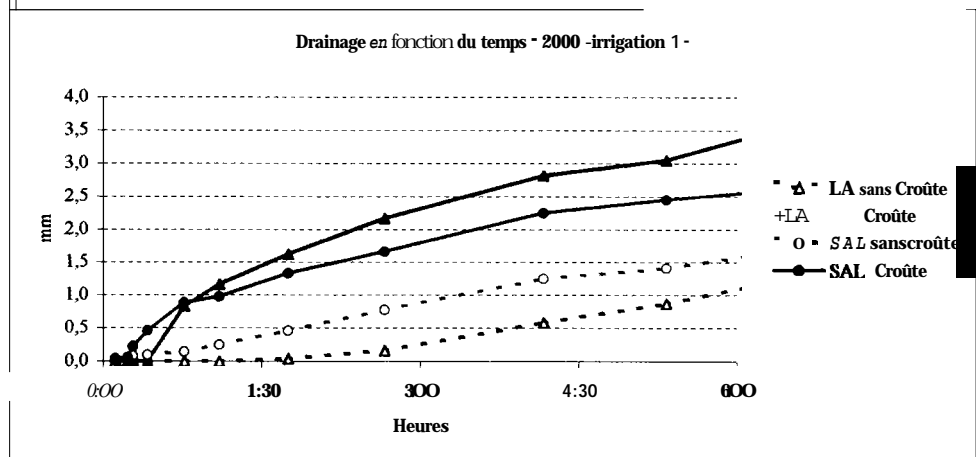
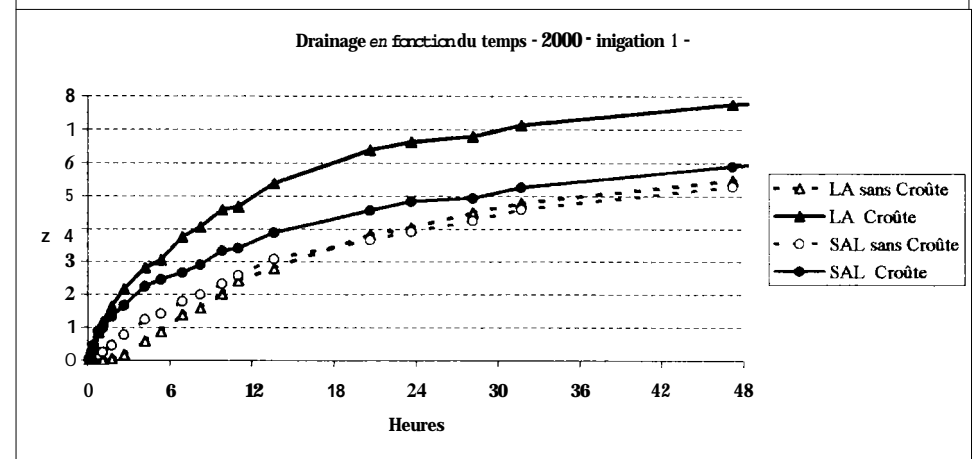
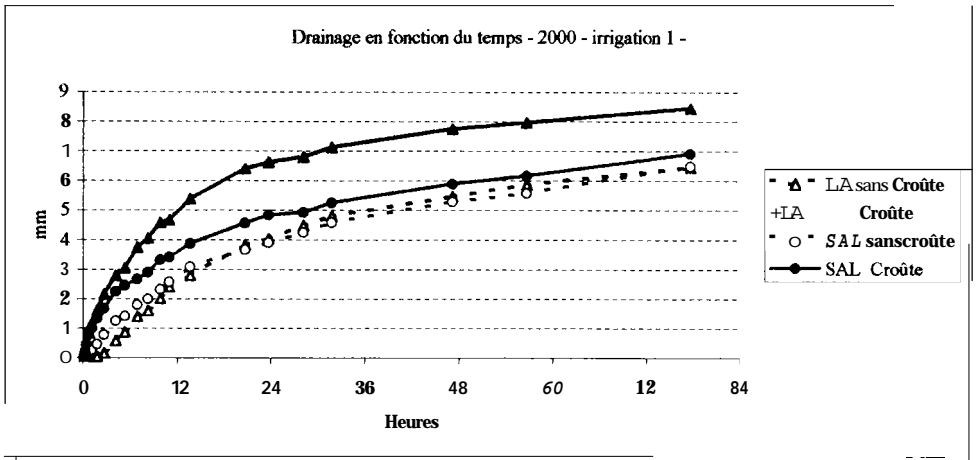


Fig. 24

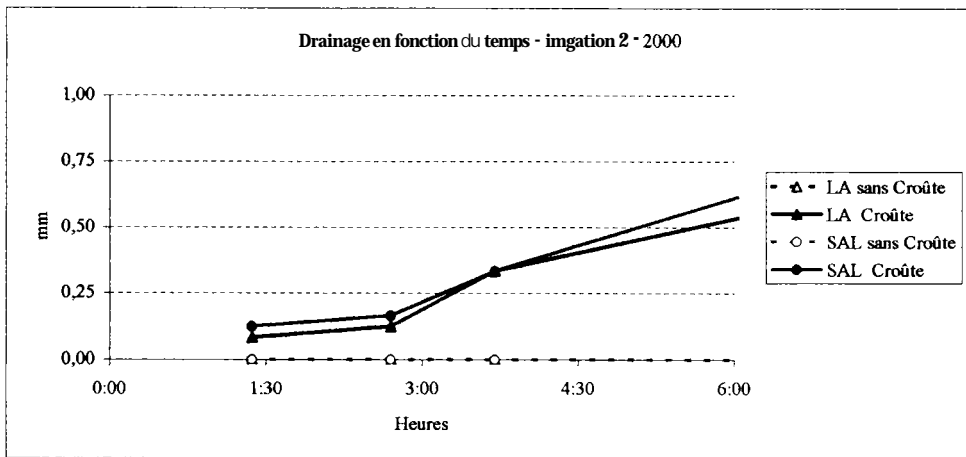
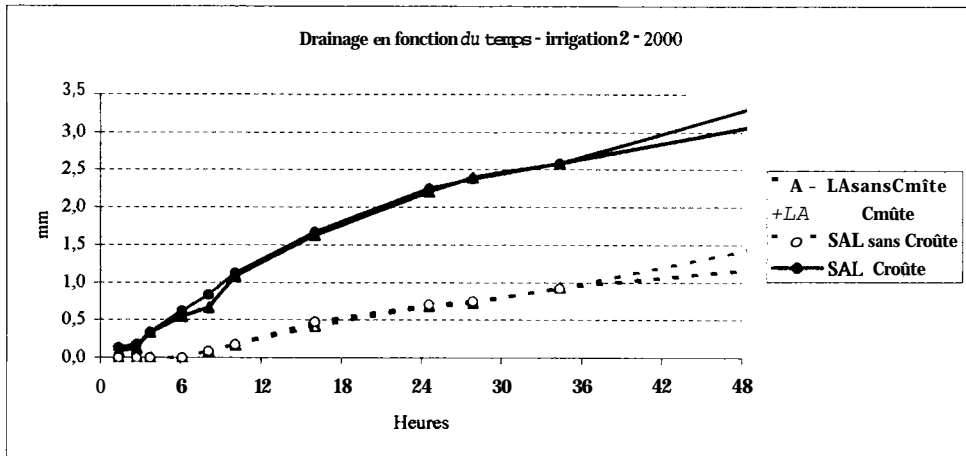
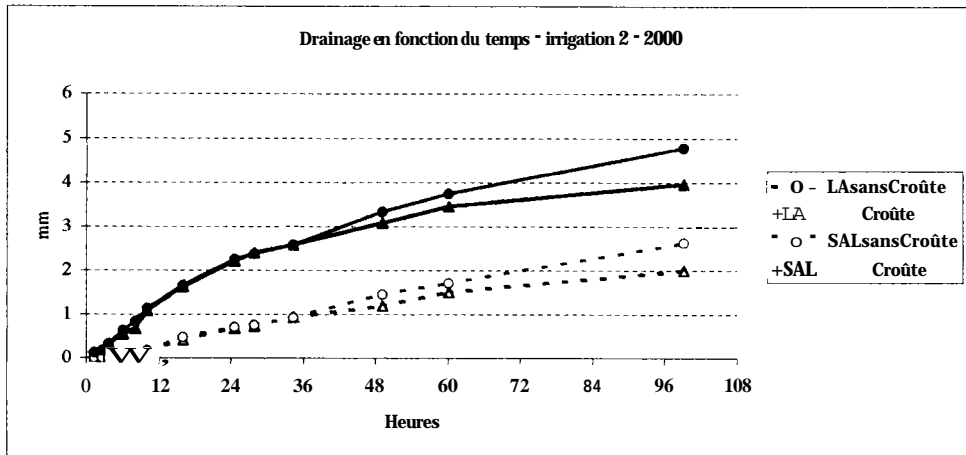


Fig. 25

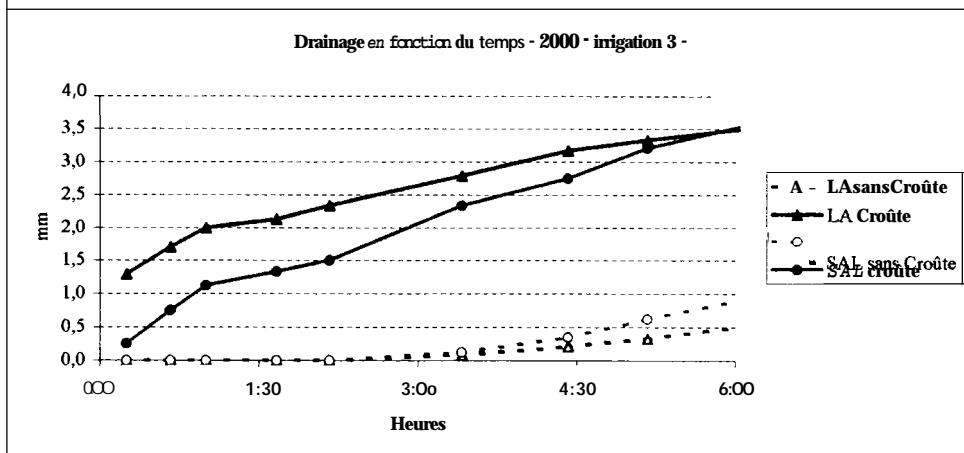
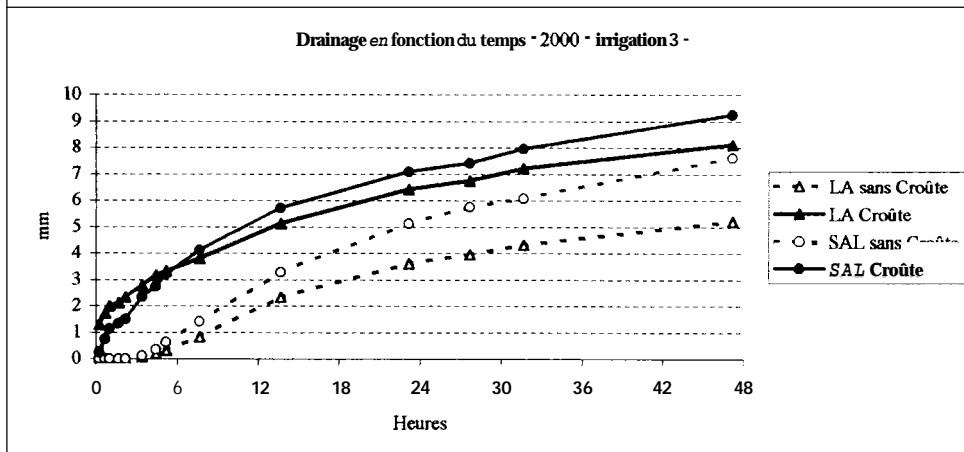
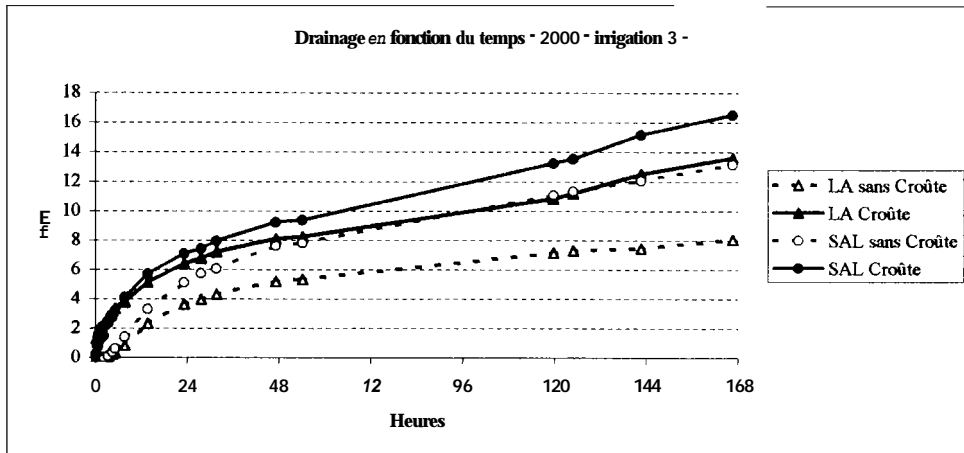


Fig. 26

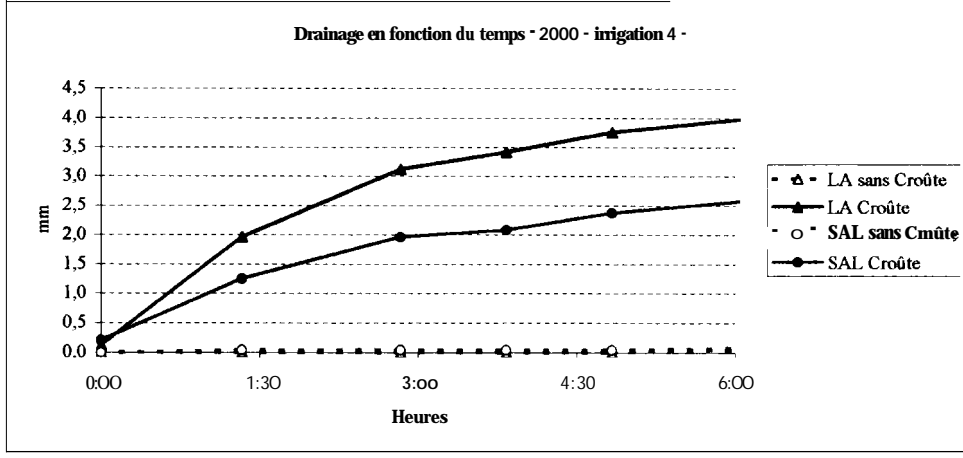
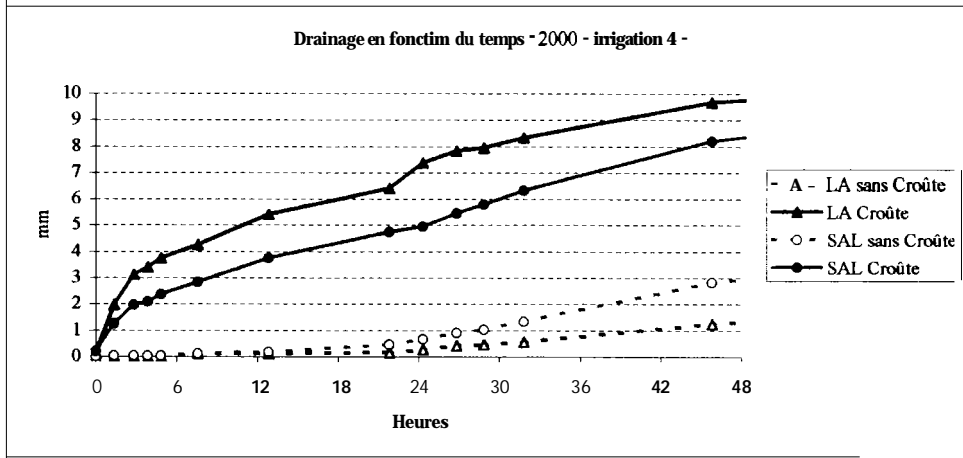
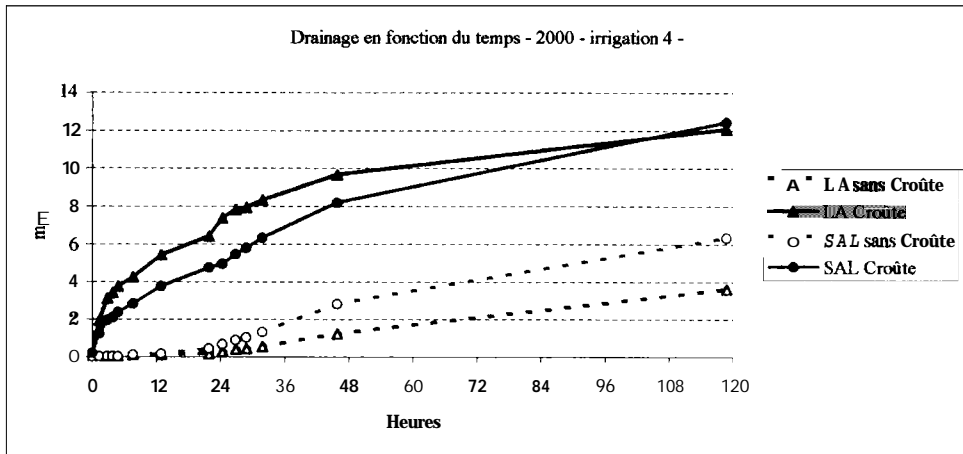


Fig.27

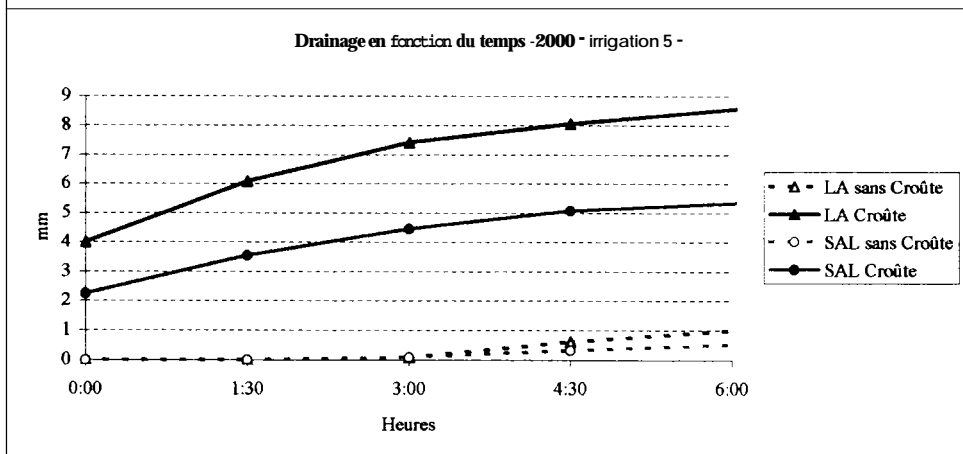
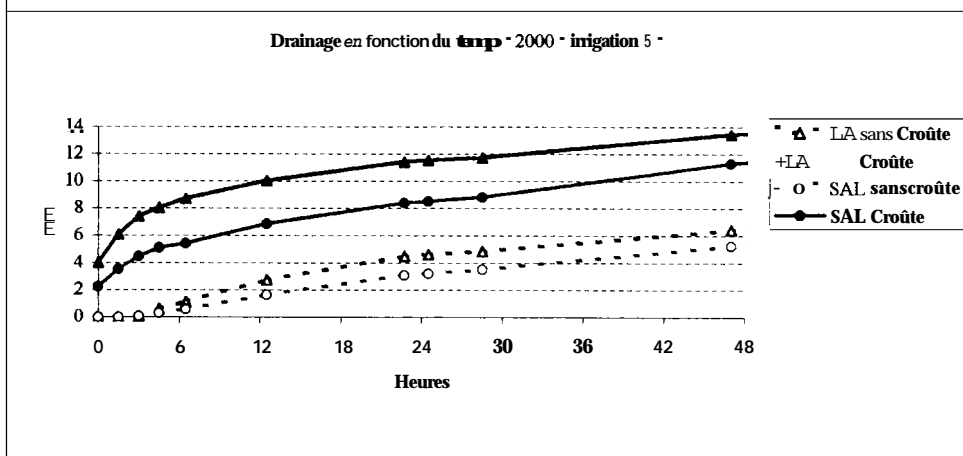
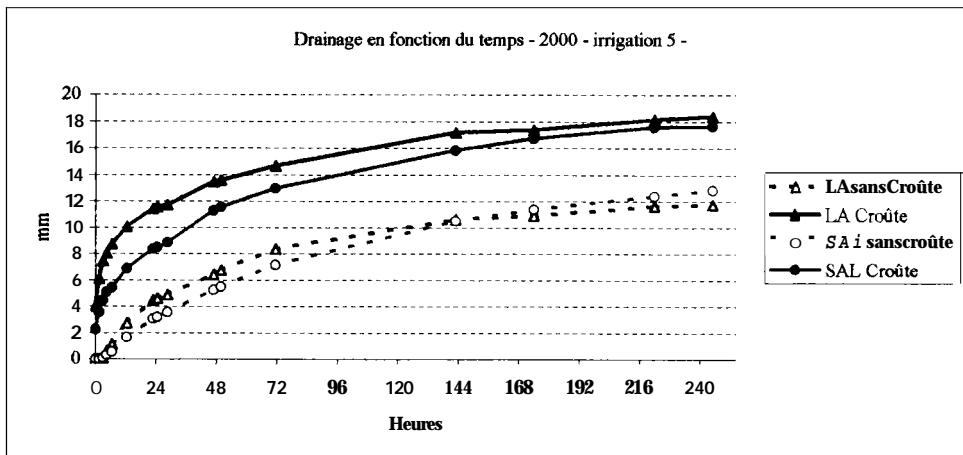


Fig. 28