

# CANADA • Inland Waters Directorate Scientific Series



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

#194

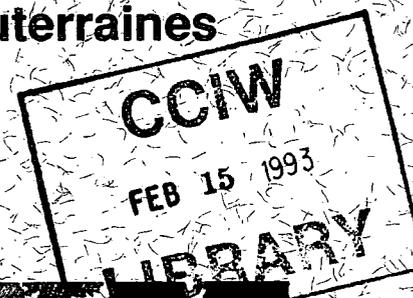
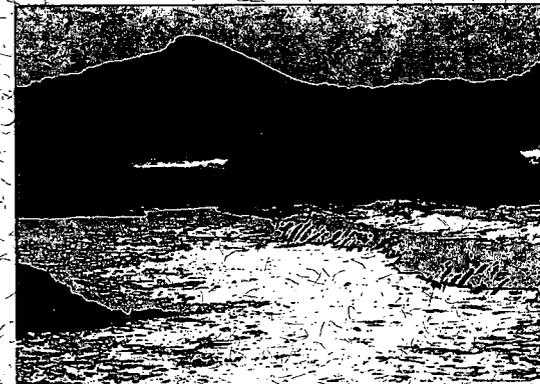
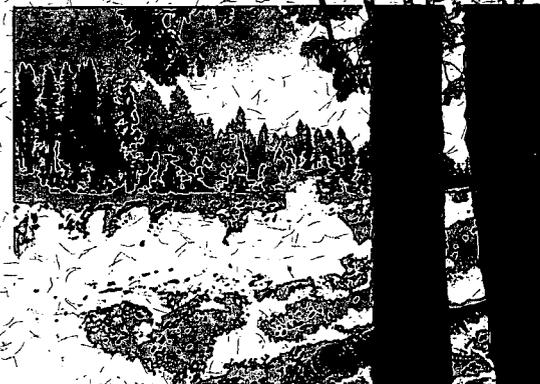
FRENCH

Conservation et  
Protection

Conservation and  
Protection

## Devenir de l'aldicarbe et modélisation de son transport dans le sol et les eaux souterraines de l'Île-du-Prince-Édouard

J.P. Mutch, R.E. Jackson, M.W. Priddle, et D.I. Bray



ÉTUDE N° 194, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION DE LA RECHERCHE SUR LES COURS D'EAU  
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX  
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES  
BURLINGTON (ONTARIO) 1992

(Available in English on request)

GB  
707  
C335  
no. 194F

Canada



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Conservation et  
Protection

Conservation and  
Protection

## **Devenir de l'aldicarbe et modélisation de son transport dans le sol et les eaux souterraines de l'Île-du-Prince-Édouard**

**J.P. Mutch,\* R.E. Jackson,• M.W. Priddle,\* et D.I. Bray•**

\*Institut national de recherche sur les eaux  
Centre canadien des eaux intérieures  
Burlington (Ontario)

•Intera Inc.  
Austin, Texas

•Department of Civil Engineering  
University of New Brunswick  
Fredericton, New Brunswick

**ÉTUDE N° 194, SÉRIE SCIENTIFIQUE**

**DIRECTION DE LA RECHERCHE SUR LES COURS D'EAU  
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX  
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES  
BURLINGTON (ONTARIO) 1992**

**(Available in English on request)**



Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation  
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992  
N° de cat. En 36-502/194F  
ISBN 0-662-97432-8

# Table des matières

	Page
RÉSUMÉ .....	ix
ABSTRACT .....	ix
REMERCIEMENTS .....	x
1. INTRODUCTION .....	1
Description générale de l'aldicarbe .....	1
Contamination des eaux souterraines par l'aldicarbe .....	2
Objectifs de l'étude .....	4
2. THÉORIE DU TRANSPORT ET DE LA TRANSFORMATION DANS LA ZONE NON SATURÉE .....	5
Transport des solutés dans un milieu poreux .....	5
Processus d'atténuation .....	7
Partage du soluté .....	7
Transformation et décomposition .....	8
Processus végétaux influant sur le transport des produits chimiques .....	9
Études antérieures sur l'aldicarbe .....	9
Décomposition de l'aldicarbe .....	9
Sorption de l'aldicarbe .....	10
Volatilisation .....	11
3. RECHERCHES SUR LE TERRAIN .....	12
Description des sites .....	12
Hydrogéologie des sites .....	19
Niveaux de l'eau .....	19
Essais de puits .....	22
Essais de pompage .....	25
Géochimie des sites .....	25
Résultats géochimiques .....	26
Concentrations des résidus d'aldicarbe et formation des composés .....	29
Concentrations de nitrate .....	33
Variation à court terme .....	33
4. MODÉLISATION .....	36
Simulations géochimiques avec PHREEQE .....	36
Brève description de PHREEQE .....	36
Simulations avec PHREEQE .....	36
Simulations avec LEACHMP .....	40
Classification des modèles de transport des solutés .....	40
Description de LEACHMP .....	41
Série d'intrants de caractérisation et préparation du modèle .....	41
Étalonnage de LEACHMP .....	43
Étalonnage pour la période 1983-1985 .....	43
Étalonnage pour la période 1983-1987 .....	43
Ajustement des valeurs d'entrée d'air et des constantes de vitesse en profondeur .....	47
Constantes de vitesse déterminées lors des études sur colonne .....	47
Étalonnage pour la période 1986-1988 .....	47

## Table des matières (suite)

	Page
Études de sensibilité de LEACHMP .....	52
Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total et rapport aux constantes de vitesse de décomposition des pesticides .....	52
Sensibilité au moment et à la profondeur de l'épandage de pesticide .....	54
Sensibilité à l'évaporation à partir d'un bac évaporatoire .....	57
Sensibilité à la valeur de la dispersivité .....	57
Discussion sur les résultats de la simulation .....	59
Inhibition de la décomposition de l'aldicarbe .....	59
Sorptions de l'aldicarbe et libération lente subséquente .....	60
Migration vers le bas de l'aldicarbe .....	60
Lente infiltration à travers la couche morainique non saturée .....	60
Diffusion dans la matrice de grès saturée .....	62
5. RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS .....	63
RÉFÉRENCES .....	65
ANNEXE A. Proportion de carbone organique dans des échantillons de sol provenant d'Augustine Cove et de Mill Valley .....	69
ANNEXE B. Résultats hydrogéologiques obtenus sur le terrain .....	71
ANNEXE C. Résultats géochimiques obtenus sur le terrain .....	79

## Tableaux

1. Paramètres relatifs au sol—Sol de la série de Charlottetown .....	15
2. Détails relatifs à l'installation des piézomètres peu profonds .....	16
3. Caractéristiques des trous de forage inclinés et montage du système de surveillance à intervalles multiples .....	19
4. Essais de puits et résultats des essais de pompage à court terme effectués dans les trous de forage inclinés—Augustine Cove .....	24
5. Statistiques relatives aux résultats géochimiques obtenus sur le terrain—Augustine Cove, 1985–1988 .....	27
6. Statistiques relatives aux résultats géochimiques obtenus au laboratoire—Augustine Cove, 1985–1988 .....	27
7. Statistiques relatives aux résultats géochimiques—Mill Valley, 1985–1988 .....	27
8. Statistiques relatives aux résultats géochimiques—New Annan, 1985–1988 .....	28
9. Épandages d'engrais et d'aldicarbe (1983–1989) .....	28

# Illustrations

	Page
Figure 1. Trajectoires de décomposition de l'aldicarbe .....	3
Figure 2. Courbes caractéristiques pour la sorption et la désorption dans un sol .....	6
Figure 3. Emplacement des sites sur l'Île-du-Prince-Édouard .....	13
Figure 4. Hauteur moyenne totale des précipitations mensuelles et équivalent en eau des chutes de neige pour Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard)(1941-1971) .....	14
Figure 5. Moyenne mensuelle des températures pour Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard) (1941-1971) .....	14
Figure 6. Site d'Augustine Cove : a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer—Juin 1987 .....	17
Figure 7. Schéma d'un piézomètre typique .....	18
Figure 8. Site de Mill Valley : a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer—Septembre 1986 .....	20
Figure 9. Vue de haut du site de New Annan montrant l'emplacement des piézomètres .....	21
Figure 10. Hydrogramme de l'enregistrement en continu obtenu au puits d'observation (Augustine Cove, novembre 1986—novembre 1988) .....	22
Figure 11. Site d'Augustine Cove a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer—mai 1988 .....	23
Figure 12. Concentrations d'aldicarbe total pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985—juillet 1989) .....	30
Figure 13. Concentrations d'aldicarbe total pour trois puits d'observation et pour la source de Mill Valley (juillet 1985—juillet 1989) .....	30
Figure 14. Rapports ASO <sub>2</sub> /Aldicarbe total pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985—juillet 1989) .....	32
Figure 15. Rapports ASO <sub>2</sub> /Aldicarbe total pour trois puits d'observation et la source de Mill Valley (juillet 1985—juillet 1989) .....	32
Figure 16. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985—juillet 1989) .....	34
Figure 17. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) pour trois sites de Mill Valley (juillet 1985—mai 1988) .....	34
Figure 18. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) en fonction des concentrations d'aldicarbe total pour les puits d'observation d'Augustine Cove et de Mill Valley (1985-1988) .....	35
Figure 19. Variations à court terme des concentrations d'aldicarbe total, de nitrate et de la hauteur de la colonne hydraulique dans le puits d'observation AC6 à Augustine Cove (10 échantillons durant mai 1988) .....	35
Figure 20. Effet de la température et du pH sur l'hydrolyse chimique du sulfoxyde d'aldicarbe et de la sulfone d'aldicarbe .....	38
Figure 21. Effet de l'oxydation de l'ammonium sur le pH de solutions renfermant des quantités variables de calcite .....	39

## Illustrations (suite)

	Page
Figure 22. Effet de l'oxydation de l'ammonium sur la demi-vie du sulfoxyde d'aldicarbe dans des solutions contenant des quantités variables de calcite .....	39
Figure 23. Schéma de fonctionnement pour LEACHMP .....	42
Figure 24. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1985, avec $\alpha = 0,10$ m) .....	44
Figure 25. Rapports $ASO_2$ /Aldicarbe total prévus à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et la gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1985, avec $\alpha = 0,10$ m) .....	44
Figure 26. Courbe de l'échelle d'observation en fonction de la dispersivité longitudinale pour la zone non saturée .....	45
Figure 27. Valeurs prévues de la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987) .....	46
Figure 28. Rapports $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987) .....	46
Figure 29. Hydrogramme de l'enregistrement continu obtenu au puits d'observation d'Augustine Cove (novembre 1986-juin 1988) .....	48
Figure 30. Flux d'eau atteignant une nappe phréatique à 3 m prévu avec LEACHMP .....	48
Figure 31. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, avec ajustement des valeurs d'entrée d'air et diminution des constantes de vitesse en fonction de la profondeur) .....	49
Figure 32. Rapports $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, avec ajustement des valeurs d'entrée d'air et diminution des constantes de vitesse avec la profondeur) .....	49
Figure 33. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, en commençant avec les constantes de vitesse déterminées à partir des expériences effectuées sur des colonnes) .....	50
Figure 34. Rapports $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, en commençant avec les constantes de vitesse déterminées à partir des expériences effectuées sur des colonnes) .....	50
Figure 35. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1986-1988) .....	51

## Illustrations (suite)

	Page
Figure 36. Rapports $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1986–1988) .....	51
Figure 37. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total, à une profondeur de 3,25 m, aux cinq constantes de vitesse et de décomposition et de transformation prévues par LEACHMP .....	53
Figure 38. Sensibilité du rapport ( $ASO_2$ /Aldicarbe total), à une profondeur de 3,25 m, aux cinq constantes de vitesse de décomposition et de transformation prévues par LEACHMP .....	55
Figure 39. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe au moment de l'épandage du pesticide, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP .....	56
Figure 40. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la profondeur d'incorporation du pesticide, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP .....	56
Figure 41. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la valeur du coefficient d'évaporation à partir du bac évaporatoire, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP .....	58
Figure 42. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la valeur de la dispersivité, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHM .....	58

## Résumé

L'aldicarbe (Temik) est un pesticide systémique qui a été employé dans les Maritimes, principalement dans les champs de pommes de terre pour lutter contre les pucerons et le doryphore. Il a les trois caractéristiques voulues pour constituer une menace sérieuse pour les eaux souterraines. Il est très toxique, mobile et persistant dans l'environnement.

L'aldicarbe a été décelé pour la première fois dans des puits à Long Island (New York) en 1979. Il a depuis été retrouvé dans des puits d'un certain nombre d'États américains et de provinces canadiennes, dont l'Île-du-Prince-Édouard (I.-P.É). Trois stations d'étude ont été établies dans l'Île-du-Prince-Édouard pour obtenir plus de données sur les processus déterminant le devenir de l'aldicarbe dans les formations de grès de la région. Ces stations ont été équipées de divers instruments, ont été soumises à des essais hydrauliques et ont fait l'objet d'un programme de surveillance de la qualité de l'eau pendant cinq ans (1985-1989). Les résultats obtenus indiquent que la persistance des résidus d'aldicarbe est beaucoup plus élevée que prévue. Les concentrations d'aldicarbe sont demeurées élevées (maximum de 16,4 ppb [parties par milliard]) et ont varié relativement peu au cours de la période d'étude, malgré le fait qu'il n'y a eu qu'un épandage ou deux de pesticide aux emplacements d'étude pendant cette période.

Les résultats semblent indiquer la possibilité d'un rapport entre les concentrations élevées d'aldicarbe et de nitrates. Dans 10 des 11 échantillons où la concentration de l'aldicarbe dépassait la concentration acceptable (9 ppb), celle des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) dépassait aussi la limite, qui est de 10 mg/L (en N). Les simulations faites avec le modèle PHREEQE (un modèle des réactions géochimiques) indiquent que l'oxydation de l'engrais à base d'ammonium épandu à ces endroits pourrait inhiber la dégradation des résidus d'aldicarbe.

Un modèle unidimensionnel du transport des solutés (LEACHMP) a été choisi pour étudier les processus influant le plus fortement sur le devenir de l'aldicarbe dans la partie non saturée de l'aquifère dans le grès à l'Île-du-Prince-Édouard. On a essayé sans succès d'étalonner le modèle en réduisant au minimum les différences entre les prévisions et les données du terrain. L'incapacité du modèle à prévoir les concentrations mesurées, ajoutée à la rémanence observée du pesticide sur le terrain, indique la possibilité d'un mécanisme de stockage qui conserverait le pesticide à l'état non dégradé et le libérerait lentement dans la nappe phréatique. Le modèle LEACHMP a également été employé pour une étude de la sensibilité. Ses prévisions pour la concentration totale d'aldicarbe se sont révélées particulièrement sensibles aux constantes pour la vitesse de dégradation, à la date d'épandage et à la valeur pour la dispersivité.

## Abstract

Aldicarb (Temik) is a systemic pesticide that has been used in the Maritimes primarily on potato crops to control aphids and the Colorado potato beetle. Aldicarb possesses the three characteristics necessary for a chemical to be considered as a serious potential threat to ground-water supplies. It is highly toxic, mobile, and persistent in the environment.

Aldicarb was first detected in domestic wells on Long Island, New York, in 1979. Aldicarb has since been detected in domestic wells in a number of U.S. states and Canadian provinces, including Prince Edward Island (PEI). Three field sites were established on PEI to investigate the processes controlling the fate of aldicarb in the local sandstones. The field sites were instrumented and hydraulically tested, and a five-year (1985-1989) ground water quality monitoring program was conducted. Results indicate that aldicarb residues are persisting much longer than had been expected. Aldicarb concentrations were high (maximum = 16.4 ppb) and relatively consistent over the five-year period, despite the fact that there were only one or two pesticide applications at the field sites during this time.

Field data suggest that a relationship may exist between high levels of aldicarb and nitrate. In 10 of the 11 samples where aldicarb was found in excess of its maximum acceptable concentration (9 ppb), nitrate was also in excess of its maximum acceptable limit (10 mg/L  $\text{NO}_3^-$  as N). Simulations with PHREEQE (a geochemical reaction model) suggest that the oxidation of ammonium-based fertilizer applied to the field sites may be inhibiting the degradation of the aldicarb residues.

A one-dimensional solute transport model, LEACHMP, was chosen to investigate the processes that are most influential in controlling the fate of aldicarb in the unsaturated portion of the PEI sandstone. Attempts to calibrate the model by minimizing the differences between predicted and observed field data were unsuccessful. The inability of the model to reproduce observed concentrations and the persistent nature of the pesticide in the field suggest that there may be a storage mechanism at work that acts to retain the non degraded pesticide, slowly releasing the pesticide to the water table over time. LEACHMP was also used in a sensitivity study. The total aldicarb concentration predicted by the model was found to be most sensitive to the degradation rate constants, the date of application, and the dispersivity value.

## **Remerciements**

Les auteurs souhaitent exprimer leur reconnaissance à K.T. Kan (Ph. D.) (University of New Brunswick) et John Hutson (Cornell University) pour l'aide précieuse qu'ils nous ont fournie pendant la réalisation du projet de recherche.

Nous souhaitons également remercier sincèrement Alan et Eric Robinson (Eric Robinson Inc.) et Blaine MacPherson (Cavendish Farms Ltd.) de nous avoir donné accès à leurs champs et de nous avoir facilité la tâche, ainsi que le personnel de la Section des ressources en eaux du ministère des Affaires communautaires et culturelles de l'Île-du-Prince-Édouard.

## Introduction

L'utilisation répandue des produits chimiques agricoles menace sérieusement de contaminer les réserves d'eaux souterraines. La contamination des eaux souterraines par les produits chimiques utilisés en agriculture soulève encore d'autres problèmes qui ne se posent habituellement pas dans le cas des sources de pollution plus évidentes comme les lixiviats des décharges, les déversements de produits chimiques ou de pétrole ou les rejets industriels. En général, on considère qu'il s'agit là de sources quasi-ponctuelles de pollution que l'on peut souvent attribuer à une source unique. On peut alors isoler et bloquer la source afin d'éviter que la pollution ne s'aggrave. Des mesures correctives peuvent également être prises pour éliminer ou atténuer les effets des polluants qui ont atteint une nappe aquifère.

Comme les produits chimiques agricoles sont utilisés sur de grandes surfaces, ces sources quasi-ponctuelles de contamination deviennent des sources de contamination non ponctuelles. Lorsqu'il y a contamination des eaux souterraines, la source de contamination ne peut pas être retracée. Il est alors difficile de la bloquer et de corriger la situation (p. ex. par pompage et traitement).

Si des eaux souterraines risquent d'être contaminées par des sources non ponctuelles, il faut mettre l'accent sur les mesures préventives plutôt que sur des mesures correctives à appliquer une fois qu'il y a eu contamination. Ainsi, pour pouvoir prévenir la contamination des eaux souterraines due aux produits chimiques utilisés en agriculture, il faut, avant d'utiliser ces produits chimiques, bien connaître les processus physiques, chimiques et biologiques qui interviennent dans leur devenir et leur migration.

Il est maintenant trop tard pour appliquer ce raisonnement au pesticide Temik (dont la matière active est l'aldicarbe) qui a été épandu sur les champs de pommes de terre de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). Le pesticide Temik (aldicarbe) a été utilisé sur les champs de pommes de terre de l'Île-du-Prince-Édouard depuis 1978, ce qui explique la présence de ses résidus dans un certain nombre de puits domestiques de l'Île (Matheson et coll. 1987).

Une étude récente du devenir et de la migration de l'aldicarbe dans la nappe aquifère de grès de l'Île-du-Prince-Édouard a été entreprise par Environnement Canada à l'Université du Nouveau-Brunswick.

Les résultats partiels de cette étude, ainsi que des simulations numériques des processus physiques et géochimiques qui régissent le devenir de l'aldicarbe dans le sous-sol, font l'objet du présent rapport.

### DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'ALDICARBE

Pour menacer sérieusement les réserves d'eaux souterraines, un produit chimique doit posséder trois caractéristiques. Il doit être hautement toxique ou cancérigène, être mobile et persister dans l'environnement. Or, l'aldicarbe possède ces trois caractéristiques.

L'aldicarbe [méthylcarbamate de (2-méthyl-2-méthylthiopropylidényl)amine] est la matière active du pesticide systémique Temik, mis au point et fabriqué par Union Carbide Agricultural Products Company, Inc. (maintenant Rhône Poulenc). Le Temik appartient à la famille des insecticides de carbamate d'oxime et c'est l'un des pesticides les plus toxiques parmi ceux qui sont homologués actuellement pour des utilisations agricoles (Dierberg et Given 1986; Matheson et coll. 1987). L'aldicarbe est un insecticide efficace parce qu'il agit en inhibant l'enzyme cholinestérase qui est nécessaire au bon fonctionnement du système nerveux (Rothschild et coll. 1982; Moye et Miles 1988). La  $DL_{50}$  (rats) d'aldicarbe est de 0,9 mg/kg par voie buccale (Ware 1978).

L'aldicarbe présente également une toxicité élevée par voie cutanée [ $DL_{50}$  = 5 mg/kg chez les lapins (Ware 1978)]. Pour réduire le risque d'exposition pendant l'épandage, ce pesticide est vendu sous forme granulaire. Les granules sont incorporés dans le sol où ils se dissolvent grâce à l'humidité du sol, rendant ainsi mobile la matière active (aldicarbe) dans l'eau du sol. L'aldicarbe est absorbé par la plante, par les racines et il se répartit dans la partie aérienne de la plante. Les parasites sont détruits dès qu'ils commencent à ingérer la plante. Les pesticides systémiques doivent être très solubles pour agir efficacement; la solubilité de l'aldicarbe est de 6000 mg/L à 25 °C (Carsel et coll. 1985), ce qui montre à quel point ce pesticide est mobile.

Une fois dissous, l'aldicarbe peut se décomposer de deux manières : par oxydation ou par hydrolyse. Le pesticide parental (aldicarbe) peut s'oxyder rapidement en sulfoxyde d'aldicarbe [méthylcarbamate de (2-méthyl-2-méthylsulfinylpropylidényl)amine]. Cette réaction d'oxydation est généralement rapide et le pesticide parental est rarement décelé au cours de l'échantillonnage. Le sulfoxyde d'aldicarbe peut ensuite

s'oxyder en sulfone d'aldicarbe [méthylcarbamate de (2-méthyl-2-méthylsulfonylpropylidényl)amine] (figure 1). La sulfone d'aldicarbe est également connue sous le nom d'aldoxycarbe. Ces deux produits de transformation (produits de filiation) sont aussi très toxiques, mobiles et persistants dans l'environnement. Il faut donc en tenir compte dans toutes les études portant sur l'aldicarbe. La solubilité et la DL<sub>50</sub> (rats) par voie orale du sulfoxyde d'aldicarbe et de la sulfone d'aldicarbe s'élèvent respectivement à 28 000 et à 7800 mg/L (Carsel et coll. 1985) et à 0,9 et 24 mg/kg (Jones 1986). Dans le présent rapport, on a utilisé l'abréviation AS pour l'aldicarbe, ASO pour le sulfoxyde d'aldicarbe et ASO<sub>2</sub> pour la sulfone d'aldicarbe.

L'aldicarbe peut également se décomposer par hydrolyse des trois composés d'aldicarbe (pesticide parental et deux produits de filiation) en leur oxime et nitrile respectifs. Les produits de l'hydrolyse de ces trois composés de l'aldicarbe sont beaucoup moins toxiques (figure 1) et ne constituent plus une menace importante pour l'environnement.

La vitesse de l'hydrolyse détoxifiante dépend d'un certain nombre de conditions physiques et chimiques qui varieront beaucoup d'un endroit à un autre et aussi d'un moment à un autre, à un endroit donné (Jones 1986; Moye et Miles 1988). Lightfoot et coll. (1987) ont constaté que l'aldicarbe persistait davantage dans les sols acides (pH = 5-6) à faible température. Jones (1986), en résumant les travaux réalisés au sujet de la décomposition de l'aldicarbe dans les zones saturée et non saturée, a signalé des demi-vies variant de moins de deux semaines à plus de deux ans.

L'aldicarbe (sous forme de Temik) a pour la première fois été homologué aux États-Unis en 1970. Parmi les principaux insectes visés, on compte les nématodes, les acariens et les pucerons. Les taux d'application recommandés variaient d'environ 2 à 11 kg de matière active (ma) à l'hectare (Moye et Miles 1988). Actuellement, aux États-Unis, l'épandage d'aldicarbe est uniquement autorisé en cas d'urgence.

Au Canada, l'aldicarbe est homologué uniquement pour l'épandage au moment de la plantation et il est obligatoire d'attendre au moins 90 jours avant la récolte. Un certain nombre d'États américains et de provinces canadiennes ont promulgué d'autres lois pour régir l'utilisation de l'aldicarbe. Ces lois exigent souvent que les responsables de l'épandage soient enregistrés auprès d'un organisme gouvernemental. Elles peuvent également limiter la quantité d'aldicarbe pouvant être épandue, le moment de l'épandage, la distance par rapport au puits domestique le plus proche et l'intervalle entre des épandages successifs.

## CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES PAR L'ALDICARBE

C'est en 1979 qu'on a décelé pour la première fois de l'aldicarbe dans l'eau d'un puits domestique à Long Island, dans l'État de New York. Avant cette date, l'aldicarbe avait largement été utilisé sur la majeure partie des 8000 ha ou plus réservés à la culture active de la pomme de terre à Long Island (Pacenka et coll. 1987). Un échantillonnage mis en oeuvre en 1979 a permis de constater que 76 (23 %) des 330 puits testés présentaient des concentrations d'aldicarbe supérieures aux 7 ppb de résidus toxiques totaux (RTT : concentration de AS + ASO + ASO<sub>2</sub>) recommandées dans les lignes directrices relatives à la qualité des eaux et fixées par la National Academy of Sciences de l'État de New York (Moye et Miles 1988). La limite recommandée de 10 ppb dans l'eau potable, fixée par Environmental Protection Agency (ÉPA) Health Advisory a été acceptée par tous les autres États américains. Un échantillonnage de plus grande envergure effectué à Long Island a montré que 1121 (13,5 %) des 8404 puits testés excédaient la limite recommandée de 7 ppb, la concentration maximale décelée étant de 515 ppb (Moye et Miles 1988). Les résultats de l'échantillonnage effectué à Long Island ont incité le fabricant, Union Carbide, à retirer le pesticide du marché de Long Island en février 1980 (Wartenberg 1988).

Plusieurs facteurs peuvent avoir contribué à la lixiviation de l'aldicarbe jusqu'à la nappe phréatique de Long Island. Des taux élevés d'aldicarbe (5,6-7,8 kg/ha ma) ont été utilisés, année après année, sur des sols sableux à faible teneur en matière organique et à des endroits où la nappe phréatique était peu profonde. Les épandages avaient été effectués au moment de la plantation (et aussi au moment de l'émergence) qui coïncidait avec les fortes pluies du printemps, ce qui laisse penser que le pesticide était très mobile et peu atténué. En outre, les températures du sol, le pH et l'activité microbienne étaient faibles, ce qui a ralenti la décomposition et fait augmenter la persistance du pesticide dans le sol (Harkin et coll. 1986).

La contamination des eaux souterraines par l'aldicarbe a également causé des problèmes dans la région de Central Sands, au Wisconsin. L'eau de 69 (19 %) des 363 puits testés dans le cadre d'une étude de l'eau des puits du Wisconsin présentait des concentrations décelables d'aldicarbe, supérieures, dans 5 % des cas, à la limite recommandée de 10 ppb. La concentration la plus élevée qui ait été décelée était de 111 ppb (Moye et Miles 1988).

Des conditions analogues à celles de Long Island ont été observées au Wisconsin. Toutefois, les

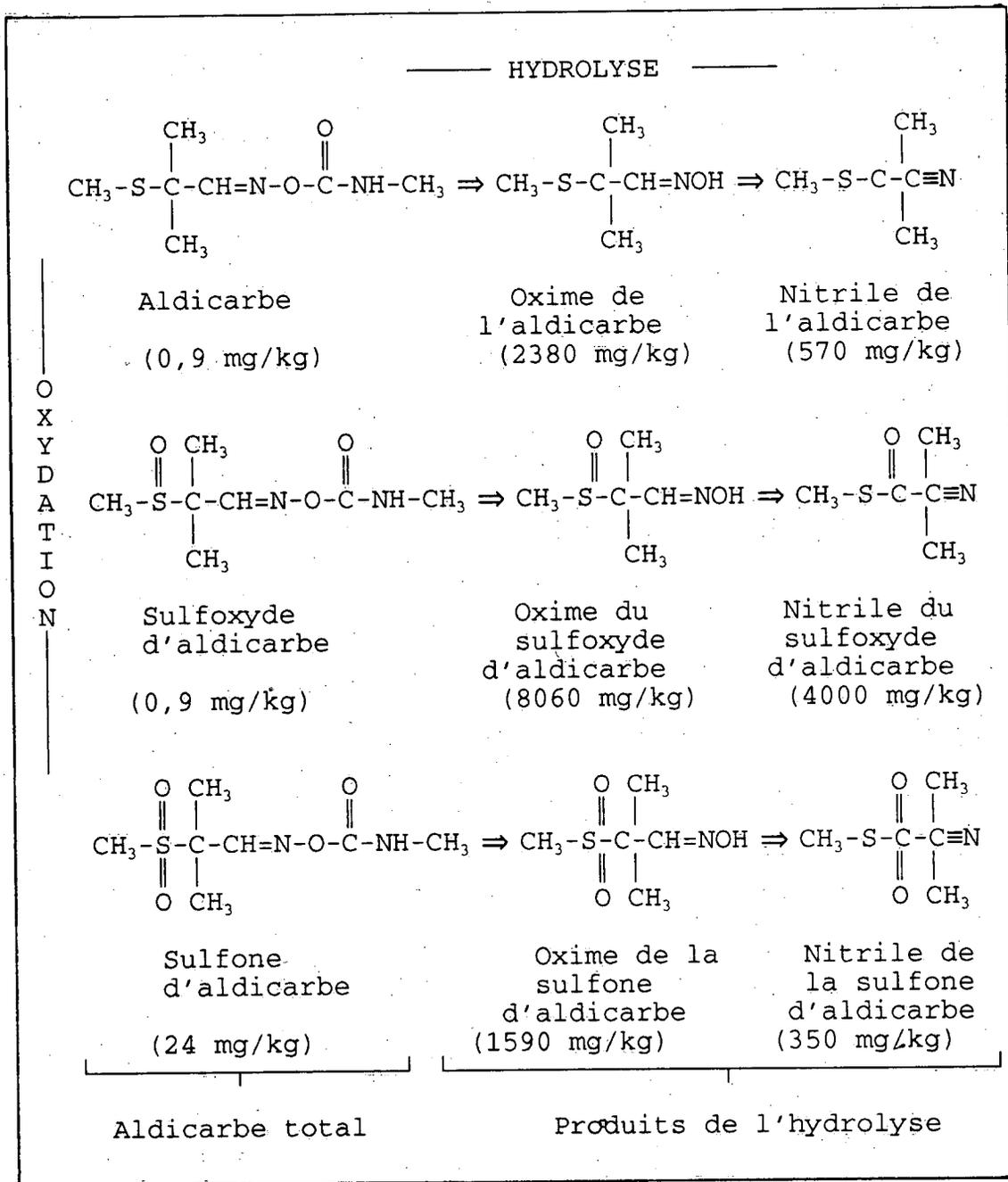


Figure 1. Trajectoires de décomposition de l'aldicarbe. X mg/kg - DL50 [rats] chronique par voie orale (d'après Jones 1986).

précipitations annuelles moyennes sont beaucoup plus faibles au Wisconsin où le sol et l'eau souterraine ont également tendance à être plus alcalins. Le pH plus élevé du sol et de l'eau souterraine favorise une décomposition plus rapide de l'aldicarbe et de ses métabolites. C'est pourquoi, dans les régions où le pH reste faible, au Wisconsin, la contamination a généralement été limitée aux nappes aquifères peu profondes (Harkin et coll. 1986).

Sur une plus grande échelle, dans une étude portant sur 28 000 puits d'eau potable dans 34 États américains, on a noté que les concentrations de RTT dépassaient la concentration de 10 ppb recommandée par l'EPA, dans 2735 puits (9,7 %) situés dans 8 des 34 États (Moye et Miles 1988).

On a également décelé des résidus d'aldicarbe dans l'eau de puits résidentiels de plusieurs provinces

canadiennes, dont l'Île-du-Prince-Édouard. L'aldicarbe a été utilisé pour la première fois dans cette province en 1978 et on estime que dès 1983, entre 5000 et 10 000 kg de matière active avaient été épandus chaque année sur 3000 ha plantés de pommes de terre (Matheson et coll. 1987). À l'Île-du-Prince-Édouard, on utilise l'aldicarbe pour protéger les pommes de terre des pucerons, des altises et du doryphore de la pomme de terre. Les taux utilisés sont faibles (1.8–2.3 kg/ha ma) par rapport aux autres régions. Le pesticide est épandu sur le sol en bandes en même temps que la pomme de terre de semence au moment de la plantation, et il est incorporé jusqu'à une profondeur d'environ 10 cm.

Le Service de la protection de l'environnement (SPE) d'Environnement Canada et le ministère des Affaires communautaires et culturelles de l'Île-du-Prince-Édouard ont effectué une étude conjointe pour évaluer dans quelle mesure l'aldicarbe était présent dans les eaux souterraines de cette province (Matheson et coll. 1987). L'étude, effectuée entre juin 1983 et novembre 1984, a consisté à analyser des échantillons d'eau prélevés dans 103 puits résidentiels. Des résidus d'aldicarbe ont été décelés dans 20 (19 %) des puits testés. Toutes les concentrations mesurées étaient cependant inférieures à la concentration maximale acceptable (CMA) qui est de 9 ppb au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1988). La concentration la plus élevée qui ait été décelée était de 5,4 ppb et la majorité des valeurs mesurées se situaient entre 1,3 et 2,2 ppb. Un grand nombre des facteurs qui contribuent au transport de l'aldicarbe par lixiviation à Long Island et au Wisconsin jouent également un rôle à l'Île-du-Prince-Édouard. Les taux d'application étaient beaucoup plus faibles qu'à Long Island, mais le pesticide a été épandu au moment de la plantation dans des sols où le pH, la température et la teneur en matière organique étaient faibles (Matheson et coll. 1987).

Au cours des dernières années, on a réduit de beaucoup l'utilisation de l'aldicarbe depuis la publicité dont a fait l'objet la contamination des eaux souterraines et depuis l'imposition de restrictions législatives sur son utilisation.

### OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

La présente étude porte sur le devenir et la migration de l'aldicarbe dans la nappe aquifère de grès de l'Île-du-Prince-Édouard et vise à déterminer quels sont les processus physiques, chimiques et biologiques qui influent le plus sur le devenir de ce pesticide dans le sous-sol.

Les objectifs spécifiques du présent rapport sont les suivants :

1. présenter les résultats d'un programme quinquennal de surveillance de l'aldicarbe dans les eaux souterraines à trois endroits sur l'Île-du-Prince-Édouard;
2. déterminer les propriétés hydrogéologiques locales des sites;
3. étudier dans quelle mesure l'utilisation d'engrais à l'ammonium influe sur la persistance de l'aldicarbe en faisant appel à un modèle de réaction géochimique à l'équilibre, le modèle PHREEQE;
4. modéliser les processus intervenant dans le transport et dans la transformation de l'aldicarbe dans la zone non saturée de la nappe aquifère de grès de l'Île-du-Prince-Édouard en faisant appel au LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model) et déterminer lequel des processus influe le plus sur le transport de l'aldicarbe par lixiviation jusqu'à la nappe phréatique.

Dans le chapitre 2, on traitera brièvement des principaux processus physiques et chimiques qui régissent le devenir d'un pesticide dans le sous-sol. Cette partie vise à faire le point des processus dont il faut tenir compte dans l'étude du devenir de l'aldicarbe et dans les simulations par modélisation qui feront l'objet d'un chapitre ultérieur. On présente également les résultats d'études antérieures portant sur l'aldicarbe pour expliquer les processus qui peuvent le plus influencer sur le devenir de l'aldicarbe dans les conditions qui règnent à l'Île-du-Prince-Édouard.

Dans le chapitre 3, on décrit de manière détaillée la mise en valeur des trois sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que les méthodes appliquées, les résultats obtenus dans le cadre du programme quinquennal visant à surveiller les concentrations d'aldicarbe dans les eaux souterraines des trois sites. Les résultats du programme de surveillance des eaux souterraines (présentés dans le chapitre 3) constituent la base de données nécessaire à la vérification de l'étalonnage et de la performance du modèle de transport des pesticides dans la zone non saturée (LEACHM) auquel on a fait appel pour simuler le devenir de l'aldicarbe dans les conditions de la nappe aquifère en grès de l'Île-du-Prince-Édouard. Dans le chapitre 4, on trouvera une description du LEACHM ainsi que les résultats de la vérification de l'étalonnage et de la performance. Dans ce chapitre, on étudiera l'effet de l'oxydation des engrais à base d'ammonium sur la persistance de l'aldicarbe en modélisant les réactions géochimiques (PHREEQE).

## Théorie du transport et de la transformation dans la zone non saturée

Le transport et la transformation des pesticides dans la zone non saturée sont régis par de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques. Il faut donc bien comprendre ces processus avant d'essayer de simuler le devenir de l'aldicarbe dans le sous-sol. La zone non saturée est un système à trois phases, constitué d'une phase solide (matrice du sol), d'une phase liquide (solution du sol) et d'une phase gazeuse (atmosphère du sol), dont la composition et les propriétés peuvent être hautement hétérogènes. Des phénomènes comme l'adsorption, la tension superficielle et la dispersion, résultent de la présence des trois phases et de leurs interactions. On ne connaît pas encore complètement le phénomène résultant et il est souvent nécessaire de faire appel à des simplifications dans la représentation mathématique du système pour pouvoir simuler ces processus.

Le transport et la transformation d'un produit chimique dans la zone non saturée sont régis par deux groupes de processus principaux. Le premier groupe comprend les processus et les mécanismes qui régissent le transport des produits chimiques à travers le milieu poreux non saturé et le deuxième groupe est celui des processus qui atténuent le mouvement d'un produit chimique. Les sections suivantes portent sur chacun de ces deux groupes

### TRANSPORT DES SOLUTÉS DANS UN MILIEU POREUX

Il existe trois mécanismes qui interviennent dans le transport des solutés (p. ex., pesticides); ce sont : l'advection (écoulement global); la diffusion et la dispersion liquide; la diffusion de vapeur.

Le premier mécanisme, soit l'advection (écoulement global) fait intervenir le transport passif des solutés dissous dans l'ensemble de l'eau. Dans la zone saturée, on insiste sur le mouvement vertical (lixiviation) des solutés vers la nappe phréatique. Des processus secondaires comme le ruissellement de surface, l'érosion et la volatilisation, peuvent jouer un rôle important dans le transport de certains solutés, dans certaines conditions. Toutefois, Donigian et Rao (1986) s'appuient sur plusieurs sources lorsqu'ils concluent qu'en agriculture, les pertes de pesticides par ruissellement et par érosion ne représentent généralement qu'un faible pourcentage de la quantité totale utilisée. Cette

conclusion est étayée par Carsel et coll. (1988) et par Jones et coll. (1986).

Dans la zone non saturée, l'eau s'écoule, comme dans le cas de la zone saturée, en raison de l'existence d'un gradient potentiel d'énergie. L'écoulement se fait dans la direction vers laquelle le potentiel d'énergie décroît et la vitesse de l'écoulement (débit) est proportionnelle au gradient potentiel.

Dans la zone non saturée, le système sol-eau est soumis à des potentiels de pression négative (sub-atmosphérique) résultant de l'affinité de l'eau pour les surfaces des particules de sol. Les potentiels de succion négative ( $\Phi$ ) sont généralement exprimés par leur valeur positive équivalente et appelés succions de matrice ( $\Psi$ ), ce qui signifie que les valeurs de succion positive représentent en fait des potentiels de matrice négatifs ( $-\Phi = \Psi$ ). Avec cette convention à l'esprit, on peut dire que dans la zone non saturée, l'eau s'écoule des secteurs où la succion de matrice est faible, vers les secteurs où la succion de matrice est élevée. L'eau s'écoule tant dans les pores qui restent saturés à une succion de matrice donnée que le long de la mince couche d'hydratation qui recouvre les particules solides dans les pores qui ne sont plus saturés (Hillel 1980b).

La différence la plus importante entre l'écoulement en zone saturée et l'écoulement en zone non saturée réside dans le fait que la conductivité hydraulique en zone non saturée dépend du potentiel de matrice du sol. Au fur et à mesure que les conditions changent lorsqu'on passe d'une zone saturée à une zone non saturée, le potentiel de matrice devient important. Les forces capillaires qui retiennent l'eau dans les gros pores sont surmontées au fur et à mesure que les forces de succion se développent. Les pores les plus gros, les plus conductifs, sont les premiers à se vider. Au fur et à mesure que la succion continue à augmenter, les forces capillaires qui retiennent l'eau dans des pores de plus en plus petits sont surpassées et ces pores sont vidés à leur tour, ce qui réduit la taille des voies de transport et la conductivité hydraulique du sol.

Pour compliquer encore davantage les choses, la courbe de conductivité (relation entre la conductivité hydraulique  $K$  et la matrice de succion  $\Psi$ ) est hystérétique, les courbes des fronts de mouillage et de séchage étant différentes (figure 2a). On observe le

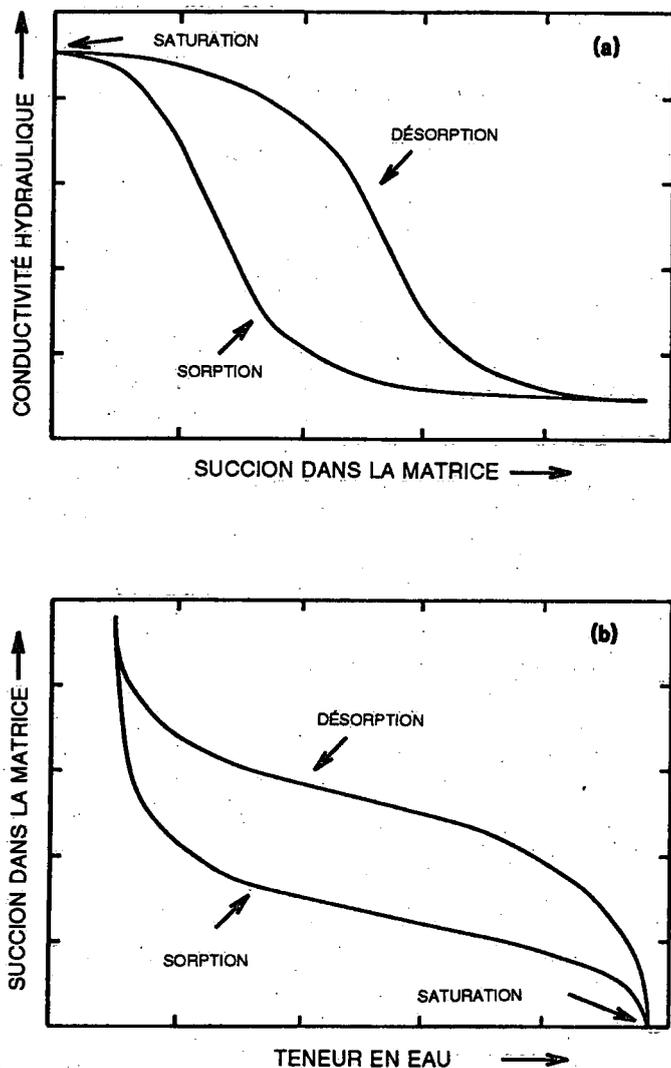


Figure 2. Courbes caractéristiques pour la sorption et la désorption dans un sol : a) courbes de conductivité hydraulique, b) courbes de rétention (d'après Hillel 1980b).

même phénomène sur la courbe décrivant la rétention où la succion de matrice ( $\Psi$ ) est mise en relation avec la teneur volumétrique en eau du sol ( $\theta$ ) (figure 2b). Les courbes de conductivité et de rétention d'un sol donné, représentées à la figure 2, sont complexes. On a élaboré des équations empiriques simplifiées décrivant ces relations en mesurant les paramètres susmentionnés en laboratoire ou sur le terrain. Hillel (1980b) a étudié certaines de ces relations. Des équations de régression empiriques ont également été proposées pour faciliter l'élaboration de relations de conductivité et de rétention basées sur quelques paramètres pertinents relatifs au sol (Hutson et Cass 1987; Wagenet et Hutson 1987).

Une fois que les relations de conductivité et de rétention d'un sol ont été établies, il est possible

d'élaborer l'équation du courant advectif. Hillel (1980b) et Wagenet et Hutson (1987) ont décrit comment Richards a mis au point l'équation d'écoulement convectif applicable à l'écoulement d'eau non saturée (connue maintenant sous le nom d'équation de Richards), mais le sujet ne sera pas traité en détail ici. Cette approche réunit l'équation de continuité et la loi de Darcy pour décrire l'écoulement de l'eau en milieu non saturé. La forme finale de l'équation transitoire unidimensionnelle est la suivante :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial h}{\partial t} \cdot C(\theta) = \frac{\partial}{\partial z} (K(\theta) \cdot \frac{\partial H}{\partial z} \pm S(z, t)) \quad (1)$$

où

$h$  = hauteur piézométrique du système sol-eau (H-z)

$C(\theta)$  = capacité différentielle en eau

$K(\theta)$  = conductivité hydraulique

$\theta$  = teneur volumétrique en eau

$H$  = hauteur de la colonne hydraulique

$z$  = profondeur

$t$  = temps

$S(z, t)$  = sources et puits possibles pour ce qui est des gains ou des pertes en eau.

On détermine le déplacement des solutés (p. ex. des pesticides) par convection dans la solution de sol en supposant qu'il est proportionnel à la concentration de soluté dans l'ensemble de la solution du sol. On inclut également les déplacements par diffusion et par dispersion pour tenir compte du mélange chimique et mécanique du soluté dans la solution. On trouvera une description plus détaillée de la dérivation de cette équation dans Hillel (1980b). La forme générale de l'équation du transport du soluté est la suivante :

$$\frac{\partial(c\theta)}{\partial t} = \frac{-\partial(qc)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} (D_d(\theta, v) \cdot \frac{\partial c}{\partial z}) \quad (2)$$

où :

$c$  = concentration de soluté dissous

$q$  = déplacement à travers une unité de surface par unité de temps

$Dd(\theta, v)$  = coefficient de diffusion et de dispersion qui est fonction de la teneur en eau ( $q$ ) et de la vitesse linéaire moyenne des eaux souterraines ( $v$ ).

## PROCESSUS D'ATTÉNUATION

D'autres termes doivent être ajoutés à l'équation (2) pour représenter les processus qui atténuent le transport du pesticide. L'équation de transport est la suivante :

$$\frac{\partial(c\theta)}{\partial t} = \frac{-\partial(qc)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} [D_s(\theta, v) \cdot \frac{\partial c}{\partial z}] \pm S \quad (3)$$

où

$S$  = un terme représentant un puits qui est une source de pesticide.

L'atténuation peut résulter d'un ou de plusieurs des processus suivants :

1. partage du soluté
2. transformation ou décomposition du soluté,
3. processus végétaux.

### Partage du soluté

La présence d'un produit chimique dans un système à trois phases, par exemple dans un sol non saturé, provoquera le partage du soluté entre ses phases liquide et solide et entre ses phases liquide et gazeuse.

Le partage d'un soluté entre ses phases dissoute et solide peut se faire à la suite de l'adsorption du soluté à la surface des minéraux du sol ou de la matière organique présente dans le sol. Les processus intervenant dans l'adsorption des solutés organiques et inorganiques sont variés et complexes. Ils rendent impossible la mise au point d'une description mathématique détaillée de l'adsorption. Toutefois, on a fait appel à un certain nombre d'isothermes d'adsorption simplifiés (y compris ceux de Langmuir, Freundlich et BET) pour mettre en relation la concentration sorbée et la concentration dissoute dans la phase liquide (Bohn et coll. 1979).

On présume souvent que la relation d'adsorption des pesticides est linéaire, réversible et qu'il y a équilibre instantané à faible concentration (Carsel et coll. 1984; Jury 1986; Wagenet et Hutson 1987). La masse de pesticide sorbée,  $c_s$ , est reliée à la concentration dissoute,  $c$ , multipliée par un coefficient de répartition (ou de partage),  $K_D$ .

$$c_s = K_D \cdot C \quad (4)$$

La masse, la composition et la capacité d'échange cationique de la fraction argileuse influent fortement sur l'adsorption des cations inorganiques et des molécules organiques portant une charge positive permanente (comme le paraquat et le diquat), mais on n'a pas noté de corrélation entre le pourcentage d'argile et le degré d'adsorption organique non polaire (Jury 1986). Il semble qu'il existe une relation linéaire positive entre la teneur en matière organique du sol et l'adsorption de composés organiques (Jury 1986). Le coefficient de partage,  $K_D$ , qui définit le partage du produit chimique à l'état sorbé et dissous est relié à la quantité de matière organique présente dans un sol (Karickhoff et coll. 1979) et il s'obtient de la façon suivante :

$$K_D = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (5)$$

où

$K_{oc}$  = coefficient de partage du carbone organique, défini d'après la masse de pesticide sorbé par gramme de carbone organique, divisée par la masse de pesticide par gramme de solution

$f_{oc}$  = proportion de carbone organique

Jury (1986) a examiné les limites pratiques de l'utilisation de ces représentations de l'adsorption. On suppose que les modèles d'adsorption sont linéaires. Toutefois, il n'existe pas de valeur unique pour  $K_D$  qui décrit le partage entre l'état sorbé et l'état dissous sur toute la gamme des concentrations possibles. Les résultats des expériences réalisées par Karickhoff et coll. (1979) sur la sorption des composés hydrophobes (solubilité dans l'eau comprise entre 500 ppt et 1800 ppm) sur des sédiments d'étangs et de cours d'eau montrent que l'isotherme d'adsorption linéaire constitue une bonne approximation de la sorption observée des composés étudiés (hydrocarbures aromatiques et chlorés) en concentrations à l'état de traces.

On suppose que les isothermes d'adsorption sont réversibles. Toutefois, la plupart des composés organiques et de nombreux composés inorganiques présentent un isotherme d'adsorption-désorption hystérétique. Ils offrent une résistance plus élevée à la désorption qu'à l'adsorption et ils sont, par conséquent, au moins partiellement irréversibles (Jury 1986). Les modèles réversibles surestiment le degré de désorption correspondant à l'élimination du produit chimique par lixiviation. La quantité de produit chimique qui reste en fait sorbé aux particules de sol (hors de la phase

aqueuse) a tendance à être supérieure à celle que prévoient ces modèles d'adsorption.

La troisième supposition consiste à dire que les processus d'adsorption atteignent l'équilibre instantanément. La validité de cette supposition dépend de la cinétique de l'adsorption et du temps de séjour du soluté adsorbant. Dans certains cas, le temps de séjour peut être trop court pour que l'équilibre ne soit atteint et l'adsorption réelle serait inférieure à celle que prévoient les modèles.

Le soluté se partage aussi entre ses phases liquide et solide. Le partage liquide-vapeur est analogue au partage liquide-solide. La concentration du produit chimique dans la phase vapeur,  $c_g$ , est liée linéairement à la concentration du produit chimique dans la phase liquide,  $c$ , d'après la loi de Henry,

$$c_g = K_H \cdot c \quad (6)$$

où

$K_H$  = coefficient de partage sans dimension connu sous le nom de constante de Henry.

Bien que le partage du soluté entre ses phases solide et liquide dépende du produit chimique considéré, c'est habituellement un facteur plus important dans l'atténuation d'un soluté que ne l'est le partage liquide-vapeur du produit chimique.

### Transformation et décomposition

Les procédés de transformation et de décomposition englobent les processus chimiques et biologiques qui régissent le devenir du produit chimique. Dans le présent rapport, la *transformation* désigne la modification d'un composé qui constitue une menace pour l'environnement en un autre composé (un produit de filiation) possédant des propriétés différentes de celles du composé parental, mais qui est également une menace pour l'environnement à cause de sa toxicité, de sa mobilité et de sa persistance élevées dans l'environnement. La *décomposition* désigne la modification d'un composé en un autre qui ne constitue plus une menace pour l'environnement.

Il est essentiel de connaître les processus qui régissent la transformation et la décomposition d'un produit chimique pour pouvoir déterminer le risque de contamination par un produit chimique car la persistance du produit dans le sol dépend de ces processus. Même si les conditions sont favorables au transport d'un produit chimique jusqu'à la nappe phréatique, ce produit n'est pas considéré comme présentant un risque de

contamination s'il ne persiste pas assez longtemps pour atteindre la nappe phréatique.

Les processus de transformation et de décomposition s'ajoutent aux processus de transport et le potentiel de contamination d'un produit chimique non persistant dépend beaucoup du moment des précipitations ou de l'irrigation par rapport au moment de l'épandage. Pour qu'il y ait contamination, il faut que les produits chimiques se déplacent rapidement à travers le profil de sol non saturé. Il faut donc attribuer au produit chimique une mobilité suffisante pendant son séjour effectif dans l'environnement pour qu'il se déplace à travers le profil du sol. Au fur et à mesure que la persistance du produit chimique augmente, l'époque des précipitations et de l'irrigation influe de moins en moins sur le risque de contamination par le produit chimique.

La transformation et la décomposition d'un produit chimique peuvent se faire soit biologiquement, soit non biologiquement. Dans le cas des processus à médiation biologique, les réactions du produit chimique sont catalysées par des enzymes et elles peuvent comporter des réactions d'hydrolyse et d'oxydation-réduction (oxydo-réduction) à médiation biologique. Ces réactions se font plus rapidement à la surface et dans les couches de la zone des racines où les populations bactériennes sont plus abondantes (Jury et Valentine 1986). Les facteurs les plus importants qui influent sur les processus à médiation biologique sont ceux qui régissent la disponibilité du substrat, la taille et l'activité de la population microbienne.

Dans les processus à médiation non biologique, on compte des réactions chimiques et photochimiques. Les réactions d'hydrolyse chimique et d'oxydo-réduction peuvent se produire sans l'aide de catalyseurs biologiques, alors que dans le cas des réactions photochimiques, il faut qu'il y ait adsorption de lumière (photons) pour catalyser les réactions. Les réactions photochimiques ne risquent donc d'être importantes que près de la surface du sol. Ainsi, les produits chimiques qui sont incorporés dans le sol ne subissent pas beaucoup de réactions photochimiques (Valentine 1986).

Des difficultés se posent lorsqu'on cherche à déterminer la vitesse de décomposition d'un produit chimique. Il est souvent difficile de distinguer les processus biotiques des processus abiotiques sans faire des études approfondies en laboratoire. Dans le sol, il existe plusieurs trajectoires et plusieurs devenir possibles pour les produits chimiques et il est possible que la disparition d'une partie du produit chimique soit faussement attribuée à une transformation ou à une

décomposition, alors qu'en réalité cette disparition peut être due à d'autres processus (p. ex. résidus de pesticides fixés de manière permanente). Dans ce cas, les constantes de vitesse de décomposition et de transformation seront surestimées.

Il est difficile de déterminer les constantes de vitesse de décomposition et de transformation. C'est pourquoi la plupart des représentations mathématiques sont très simplifiées : elles regroupent ensemble les processus et en font des réactions du premier ordre ou du deuxième ordre qui expliquent la disparition globale effective du produit chimique.

On utilise couramment des réactions du premier ordre, même si les données expérimentales montrent qu'il peut exister une relation plus complexe. On fait souvent appel aux vitesses du premier ordre parce que la détermination d'une constante du premier ordre est relativement simple (Valentine et Schnoor 1986) et ne nécessite que la mesure de la concentration du produit chimique en fonction du temps.

Il est important de reconnaître les limites imposées par ces constantes de vitesse. Les suppositions et les simplifications inhérentes à ces constantes de vitesse empêchent de les utiliser pour autre chose que des approximations empiriques. Les équations du premier ordre, qui ne tiennent compte que de la concentration du produit chimique, sont plus spécifiques des sites que les équations d'ordres supérieurs, qui prennent en compte d'autres facteurs en plus de la concentration de produit chimique pour déterminer la constante de vitesse.

Si la trajectoire de décomposition et transformation comporte plus d'une étape de transformation ou de décomposition, on obtiendra des résultats plus exacts et moins spécifiques des sites en considérant les constantes de vitesse individuelles pour chaque étape (au lieu de considérer une étape unique de décomposition et transformation regroupées).

La détermination des constantes de vitesse est généralement effectuée en laboratoire, où les conditions sont contrôlées mais où elles peuvent varier beaucoup par rapport à celles qui existent sur le terrain. On obtiendra une approximation plus exacte si les constantes de vitesse sont déterminées en fonction des conditions qui règnent sur le terrain où elles peuvent simplement représenter la disparition effective du pesticide.

## Processus végétaux influant sur le transport des produits chimiques

Les processus qui interviennent dans le sol (p. ex., transport, sorption, transformation et décomposition des solutés) existent également dans les plantes (Donigian et Rao 1986). Le transport à l'intérieur de la plante résulte des mêmes gradients de pression que ceux qui existent dans le sol. Les plantes extraient passivement de l'eau du sol, mais elles contrôlent activement la perte par transpiration qui résulte des gradients atmosphériques et des gradients de potentiel sol-eau. Les éléments nutritifs et les autres produits chimiques qui sont dissous dans le système sol-eau sont absorbés en même temps suivant des processus de sélection spécifiques et non spécifiques. L'extraction de l'eau et l'absorption de produits chimiques par la plante influenceront sur la teneur en eau et en produit chimique du sol et, par conséquent, sur le transport par convection et par diffusion des solutés dans les zones saturées et non saturées. Hillel (1980a) note cependant que les processus d'absorption d'eau et d'éléments nutritifs par les plantes sont largement indépendants, la sélection spécifique des produits chimiques par les plantes étant le phénomène dominant.

## ÉTUDES ANTÉRIEURES SUR L'ALDICARBE

Comme il a été déjà indiqué, la décomposition de l'aldicarbe peut se faire suivant deux trajectoires : par hydrolyse ou par oxydation. En outre, le transport du pesticide peut s'atténuer soit par sorption soit par volatilisation. Les sous-sections suivantes examinent certaines des principales conclusions des études antérieures relatives aux mécanismes qui interviennent dans l'atténuation de l'aldicarbe.

### Décomposition de l'aldicarbe

L'hydrolyse de l'aldicarbe et de ses deux produits de filiation donne des produits de décomposition dont la toxicité est nettement réduite. Zhong et coll. (1986) ont déterminé d'après des études de colonnes qu'il y avait peu de différence entre les vitesses de décomposition par hydrolyse d'échantillons de sol stérilisé et non stérilisé pour chacun des trois composés de l'aldicarbe, ce qui montre que l'hydrolyse de l'aldicarbe est surtout une réaction chimiquement catalysée.

Jones (1986), en étudiant les résultats d'études effectuées sur le terrain dans 16 États pendant six ans, a constaté que la demi-vie des résidus toxiques totaux (RTT) variait de deux semaines à trois mois dans la zone non saturée et de trois jours à plusieurs années dans la zone saturée.

L'hydrolyse de l'aldicarbe peut être catalysée par un acide ou par une base et l'on a déterminé que l'hydrolyse catalysée par une base était plus rapide que l'hydrolyse catalysée par l'acide (Lightfoot et coll. 1987). Dans le cas de l'hydrolyse alcaline, les constantes de vitesse du premier ordre pour les trois composés de l'aldicarbe se classaient dans l'ordre suivant :  $ASO_2 > ASO \gg AS$  (Miles et Delfino 1985; Moye et Miles 1988). La zone de transition de l'hydrolyse alcaline à l'hydrolyse acide correspond à la gamme de pH qui va de 4 à 6, l'hydrolyse de l'aldicarbe étant minimale à l'intérieur de cette gamme. Les vitesses d'hydrolyse varient largement en fonction du pH de la solution et l'on a constaté qu'elles étaient du premier ordre en ce qui concerne la concentration de l'ion hydroxy dans le cas de l'hydrolyse alcaline du AS, du ASO et du  $ASO_2$  (Lightfoot et coll. 1987).

Miles et Delfino (1985) et Lightfoot et coll. (1987) ont également constaté que les vitesses d'hydrolyse étaient très liées à la température. En règle générale, la vitesse de la plupart des réactions chimiques double chaque fois que la température augmente de 10 °C. Toutefois, dans le cas de l'aldicarbe la vitesse de l'hydrolyse est multipliée par un facteur qui se situe entre 3 et 5 lorsque la température augmente de 10 °C (Lightfoot et coll. 1987). Lightfoot et coll. (1987) ont mis au point des fonctions mettant en relation les vitesses des hydrolyses acide et alcaline pour l'ASO et l' $ASO_2$  et le pH et la température dans l'eau distillée. Ces équations sont données ci-après. La température est exprimée en degrés Kelvin et les constantes de vitesse résultantes en unités de jours<sup>-1</sup>. Ces équations ont été obtenues sur une gamme de température variant de 14 °C à 60 °C et pour une gamme de pH s'étendant de 3,0 à 9,0.

Hydrolyse catalysée par une base :

$$K_2 = \exp(30.00 - 14150/T + 1.793 \cdot \text{pH}) \quad (7)$$

$$K_3 = \exp(30.68 - 14150/T + 2.081 \cdot \text{pH}) \quad (8)$$

Hydrolyse catalysée par un acide :

$$K_2 = \exp(32.34 - 9432/T + 1.673 \cdot \text{pH}) \quad (9)$$

$$K_3 = \exp(27.97 - 8963/T + 1.255 \cdot \text{pH}) \quad (10)$$

où

$K_2$  = constante de vitesse pour l'hydrolyse de l'ASO en un produit de décomposition moins toxique

$K_3$  = constante de vitesse pour l'hydrolyse de l' $ASO_2$  en un produit de décomposition moins toxique.

Ou et coll. (1985b) ont constaté que l'ASO<sub>2</sub> se décomposait plus rapidement dans les sols de surface que dans le sous-sol. Ou et coll. (1985b) notent que l'ASO<sub>2</sub> se décompose beaucoup plus rapidement dans des conditions anaérobies que dans des conditions aérobies. D'autres travaux effectués par Ou et coll. (1988) montrent que l'hydrolyse et l'oxydation de l'aldicarbe sont beaucoup plus marquées dans les sols de surface que dans les sous-sols et que les constantes de vitesse pour l'oxydation et l'hydrolyse présentent une grande variabilité en fonction de la profondeur.

L'oxydation est la principale trajectoire de transformation de l'aldicarbe dans les sols peu profonds. L'aldicarbe s'oxyde rapidement en ASO, puis il s'oxyde plus lentement en  $ASO_2$ . La réaction d'oxydation n'entraîne pas la détoxification de l'aldicarbe puisque les deux produits de filiation, ASO et  $ASO_2$ , sont aussi hautement toxiques, mobiles et persistants.

L'étude des mécanismes intervenant dans la décomposition de l'aldicarbe a permis de montrer que les processus d'oxydation sont principalement catalysés par les microbes. Il n'y avait pratiquement pas d'oxydation dans les échantillons qui avaient été stérilisés avant les essais (Lightfoot et coll., 1987). Miles et Delfino (1985) en sont venus à des conclusions analogues pour ce qui est de l'oxydation du AS en ASO. Plusieurs espèces de champignons courants dans le sol pouvaient oxyder AS en ASO (Ou et coll. 1985a). L'oxydation des composés de l'aldicarbe est donc plus prononcée dans les couches superficielles du sol. Les populations microbiennes se raréfient généralement avec la profondeur et l'on a noté que la vitesse de l'oxydation des composés de l'aldicarbe diminuait aussi avec la profondeur (Ou et coll. 1985a).

#### Sorption de l'aldicarbe

En règle générale, le degré de sorption d'un produit chimique est inversement proportionnel à sa solubilité (Moye et Miles 1988). Les trois composés de l'aldicarbe (AS, ASO et  $ASO_2$ ) ont tous une solubilité supérieure à 6000 mg/L. On ne s'attend donc pas à ce qu'ils soient fortement sorbés. Les pesticides sont généralement plus fortement sorbés à la matière organique présente dans le sol (Moye et Miles 1988; Karickhoff 1984) et le coefficient de répartition dans le sol ( $K_D$ ), qui définit le partage du pesticide entre ses formes dissoute et sorbée, est donc lié au coefficient de partage du carbone organique dans le sol ( $K_{oc}$ ) dont la formule est donnée dans l'équation (5).

Moye et Miles (1988) présentent des chiffres montrant que les valeurs de  $K_{oc}$  pour l'AS, l'ASO et l'ASO<sub>2</sub> sont toutes faibles (4,3–6,5, 0,0–1,7 et 1,7–2,2, respectivement) et que les composés de l'aldicarbe ne devraient être sorbés dans une large mesure que dans les sols à forte teneur en matière organique. Miles et Delfino (1985), Richey et coll. (1977), Zhong et coll. (1986), et Lemley et coll. (1988) appuient tous la thèse selon laquelle la sorption de l'aldicarbe ne sera importante que dans des sols très organiques.

### Volatilisation

Les valeurs publiées pour la pression de vapeur de l'aldicarbe à 25 °C varient de  $1,0 \times 10^{-4}$  mm Hg (Dierberg et Given 1986) à  $1,0 \times 10^{-6}$  mm Hg (Ou et coll. 1985a). Tous les auteurs s'entendent pour dire que les pertes par volatilisation de l'aldicarbe sont mineures. Dans une expérience effectuée par Supak et coll. (1977), les pertes par volatilisation du AS ne représentaient que 0,08 % à 0,2 % du AS épandu sur les sols.

## Recherches sur le terrain

### DESCRIPTION DES SITES

On a choisi trois sites sur l'Île-du-Prince-Édouard (figure 3) pour étudier le devenir et la migration de l'aldicarbe dans la nappe aquifère de grès et dans la couche morainique la recouvrant. Ces sites sont dans l'est de Prince County, la principale région productrice de pomme de terre de l'Île-du-Prince-Édouard. Le site principal est sur la rive sud de l'Île-du-Prince-Édouard, au nord de la route 10, entre Tryon et Augustine Cove (AC), on l'appellera Augustine Cove (AC). Le deuxième site se trouve à l'intérieur des terres, en bordure de la route 109, au sud de Kensington, entre Freetown et Kelvin Grove; il sera appelé Mill Valley (MV). Le troisième site, en bordure de la route 2, entre Kensington et Summerside, à environ 4 km à l'ouest de Kensington, près de la communauté de New Annan, s'appellera New Annan (NA).

Le choix des sites a été basé sur les critères suivants : 1) accès à des renseignements exacts sur les taux et les dates d'application des pesticides et des engrais, 2) bonne collaboration de la part des agriculteurs, 3) dans le cas du site d'Augustine Cove, présence de résidus d'aldicarbe dans un puits domestique situé dans le champ en question.

Le climat de l'Île-du-Prince-Édouard est frais et humide. Les plans d'eau environnants contrôlent la température en produisant des hivers longs et relativement doux ainsi que des étés courts, moyennement chauds, avec des périodes de transition graduelles entre les deux. Les précipitations moyennes totales pour la période s'étendant de 1941 à 1970 s'élèvent à 1059,2 mm, un quart de ces précipitations environ représentant la hauteur équivalente d'eau correspondant aux chutes de neige. Les moyennes mensuelles de température varient de -6,8 °C en février à 19,1 °C en juillet (MacDougall et coll. 1981). Les figures 4 et 5 représentent la moyenne calculée sur 30 ans des précipitations totales mensuelles avec l'équivalent d'eau des chutes de neige et la moyenne mensuelle de la température de l'air, respectivement.

L'assise rocheuse de l'Île-du-Prince-Édouard est constituée d'une séquence de formations rouges en grès du Permo-Carbonifère dont l'âge varie du Carbonifère (Pennsylvanien supérieur) au milieu du Permien inférieur (van de Poll 1983).

Dans la région, l'assise rocheuse est plane ou légèrement inclinée vers l'est, le nord-est ou le nord. Sa structure a été très peu déformée, mais on rencontre couramment des diaclases abruptes dont la pente est supérieure à 75° (van de Poll 1983; Lapcevic et Novakowski 1988).

van de Poll (1983) a classé les formations rouges en quatre mégacycles (I à IV) de formations rouges terrestres affinées vers le haut. L'assise rocheuse qui se trouve sous le site d'Augustine Cove appartient à la séquence mégacyclique II (présence de fossiles) et celles qui se trouvent sous les sites de Mill Valley et de New Annan appartiennent à la séquence mégacyclique III (absence de fossiles). Le grès est le type de roche dominant sous la plus grande partie de l'Île-du-Prince-Édouard et sa texture varie de très fine (orange pâle) à très grossière (rouge violet foncé). Les grès à grains grossiers sont souvent interstratifiés de conglomérats (débris d'argile remaniés et galets-cailloux) et de brèches de schiste argileux. Les grès à grains fins sont parfois interstratifiés de microgrès ou d'argilite. La fraction détritique (70 %) est constituée de 45 %–60 % de quartz variant d'anguleux à subanguleux, de 20 %–30 % de feldspath, de 10 %–20 % de fragments lithiques, de 5 %–10 % de mica et de 5 % d'hématite spéculaire. La matrice, soit 30 % qui restent, est largement constituée d'argile limoneuse d'hématite à forte teneur en carbonate (van de Poll 1983).

Le relief à la surface de l'Île-du-Prince-Édouard est doucement ondulé, l'amplitude maximale des ondulations étant inférieure à 60 m et environ 75 % de la surface se situant à moins de 45 m au-dessus du niveau de la mer (MacDougall et coll. 1981). L'assise rocheuse est recouverte d'une couche relativement mince (1 à 5 m) de dépôts glaciaires. Ces dépôts sont principalement constitués de moraine de fond d'origine locale et ils couvrent environ 75 % de l'Île-du-Prince-Édouard. La moraine est typiquement d'un brun rougeâtre, fortement acide et habituellement compacte et dense. Sa texture est surtout celle d'un limon sableux, mais avec aussi des sables limoneux, des limons et des limons argileux (MacDougall et coll. 1981). Le sol qui recouvre les trois sites est classé dans la série de Charlottetown (MacDougall et coll. 1981). Il s'agit d'un podzol orthique humo-ferrique provenant d'un limon sableux fin, brun rougeâtre, d'acidité moyenne à forte. La surface du sol est bien drainée, alors que le drainage dans le sous-sol varie de moyen à faible. La profondeur d'enracinement du sol varie de 50 à 75 cm et la teneur en matière

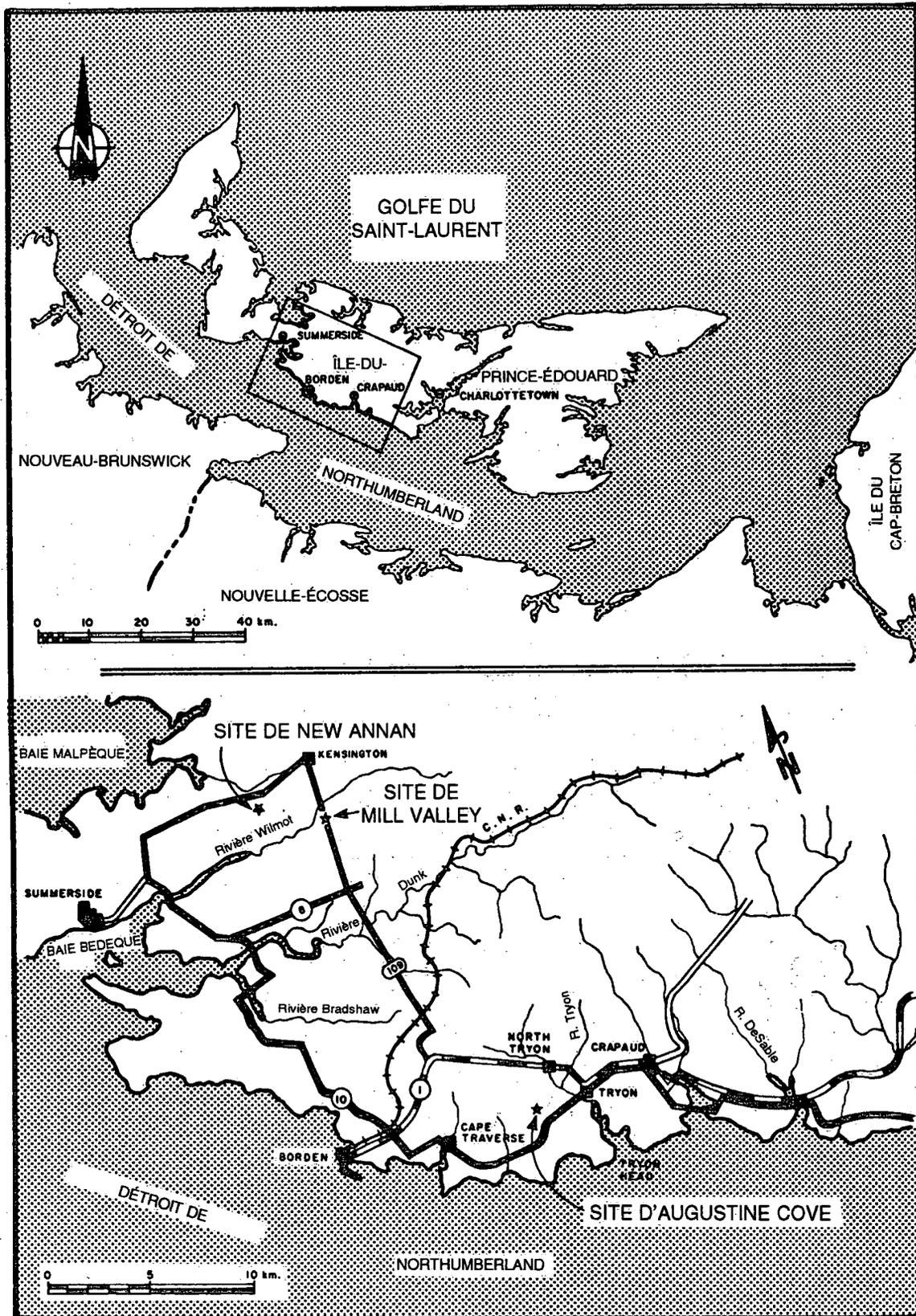


Figure 3. Emplacement des sites sur l'Île-du-Prince-Édouard (d'après Priddle et coll. 1987).

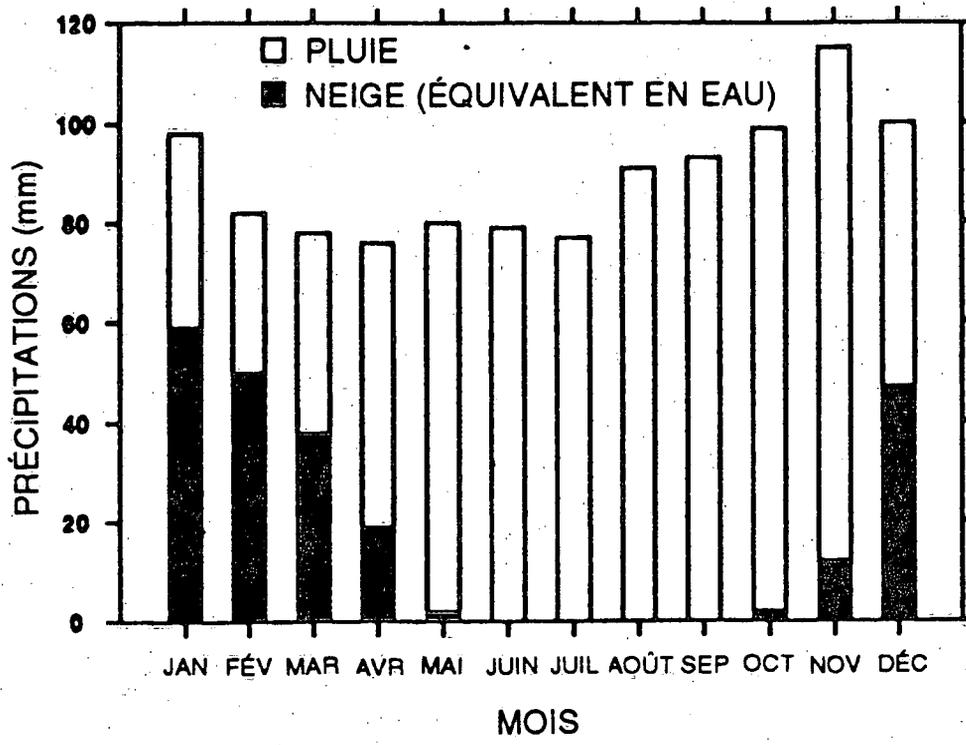


Figure 4. Hauteur moyenne totale des précipitations mensuelles et équivalent en eau des chutes de neige pour Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard) (1941-1971) (d'après MacDougall et coll. 1981).

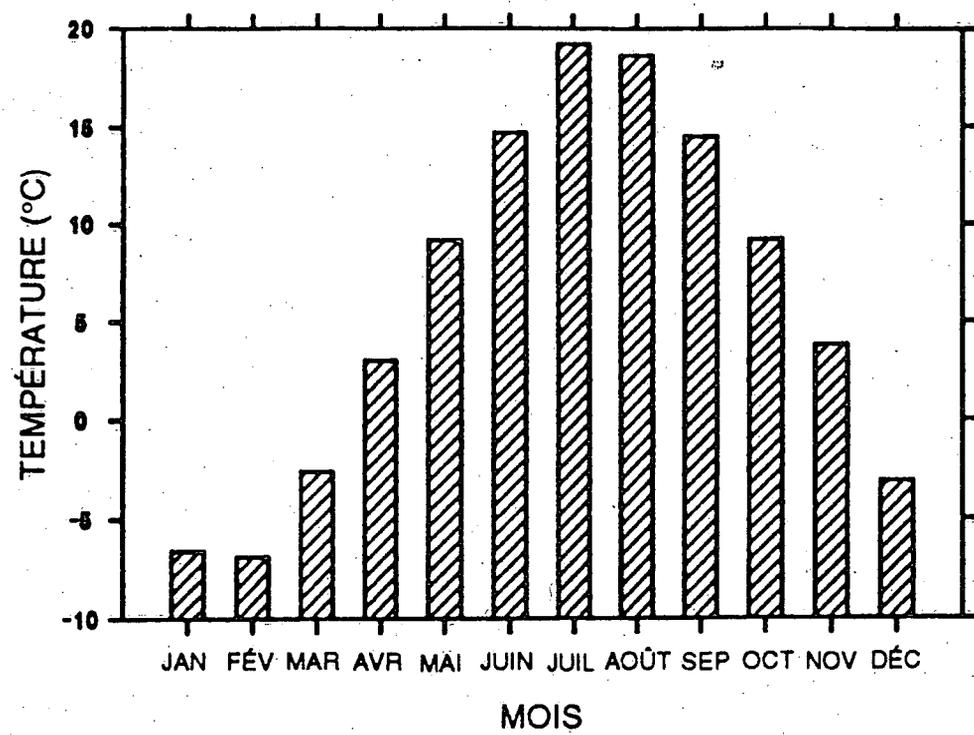


Figure 5. Moyenne mensuelles des températures pour Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard) (1941-1971) (d'après MacDougall et coll. 1981).

Tableau 1. Paramètres relatifs au sol — Sol de la série de Charlottetown\*

Profil n° 1									
Paramètres chimiques									
Horizon	Profondeur (cm)	pH	Matière organique (%)	C.É.C. (Me/100g)	P	Disponibles		Ca	
						K (ppm)			
Ae	0-10	4,4	0,7	4,9	8,0	17		130	
Bf	10-20	4,1	4,4	13,9	24	33		62	
Bm1	30-45	4,0	1,2	8,3	17	33		20	
Bm2	45-60	4,1	ND	ND	17	32		30	
Btj	60-90	4,2	ND	ND	ND	ND		ND	

Paramètres hydrauliques										
Horizon	Profondeur (cm)	Eau (% en volume) aux tensions indiquées					Conductivité hydraulique (cm/h)	Masse volumique (g/cm <sup>3</sup> )		
		0 bars	0,06 bars	1/3 bars	1 bars	15 bars				
Ae	0-10	59	39	34	24	3	3,2	1,32		
Bf	10-20	61	44	39	34	14	11,5	1,05		
Bm2	45-60	47	40	36	34	12	0,7	1,33		
Btj1	60-90	35	31	28	26	19	0,4	1,62		
Btj2	90-120	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,86		

Granulométrie										
Horizon	Profondeur (cm)	Gravier (%)	Sable (%)					Total	Limon (%)	Argile (%)
			1-2 (mm)	0,5-1 (mm)	0,25-0,5 (mm)	0,1-0,25 (mm)	0,05-0,1 (mm)			
Ae	0-10	11	0	1	5	32	20	58	37	5
Bf	10-20	22	0	1	4	29	18	52	39	9
Bm1	30-45	25	1	2	6	27	18	54	37	9
Bm2	45-60	40	1	2	5	27	17	52	37	11
Btj1	60-90	23	1	2	5	27	18	53	34	13
Btj2	90-120	17	1	3	6	27	16	53	34	13

\*Tiré de MacDougall et coll. 1981.

C.É.C. = Capacité d'échange cationique avec Ca(OAc)<sub>2</sub> + CaCl<sub>2</sub> à pH 7.

ND = non déterminé.

organique va de faible à moyenne (MacDougall et coll. 1981). On a déterminé les teneurs du sol en matière organique à partir d'échantillons prélevés à Augustine Cove et à Mill Valley. La proportion de carbone organique,  $f_{co}$ , était inférieure à 0,020 dans tous les échantillons, sauf un, et elle diminuait rapidement sous la zone d'enracinement (tableau A.1, annexe A). Dans le tableau 1, tiré d'une étude des sols de l'Île-du-Prince-Édouard (MacDougall et coll. 1981), on trouvera d'autres détails relatifs au sol de la série de Charlottetown.

Toute l'eau utilisée à des fins domestiques et industrielles sur l'Île-du-Prince-Édouard provient essentiellement des unités de grès (Francis et Gale 1988). Ces unités sont fracturées et la perméabilité des fractures est importante. Elles possèdent généralement une porosité intergranulaire qui s'élève en moyenne à 16 % (Francis et Gale 1988). Les fractures influent beaucoup sur les propriétés hydrogéologiques et contrôlent

donc, généralement, l'écoulement des eaux souterraines dans la nappe aquifère de grès. La mesure dans laquelle les fractures contrôlent l'écoulement des eaux souterraines dépend de la fréquence, de la continuité et de l'ouverture des fractures. Dans une étude du bassin de la rivière Winter (centre nord de l'Île-du-Prince-Édouard), Francis et coll. (1984) indiquent que les fractures constituent la principale source de perméabilité et (que) les variations de leurs propriétés dépendent à la fois de l'écoulement des fluides et de la vitesse d'écoulement des fluides dans la nappe aquifère.

Les fractures que présente le grès diminuent en nombre et en ouverture avec la profondeur et il en résulte que la perméabilité de la nappe aquifère diminue aussi avec la profondeur. Les zones de la nappe aquifère qui sont les plus proches de la surface sont les plus productives, mais aussi les plus facilement contaminées (Francis 1989).

Tableau 2. Détails relatifs à l'installation des piézomètres peu profonds

Augustine Cove			Mill Valley			New Annan		
Piéz. n°	Hauteur du piéz. (m)	Profondeur jusqu'au milieu du filtre (m)	Piéz. n°	Hauteur du piéz. (m)	Profondeur jusqu'au milieu du filtre (m)	Piéz. n°	Hauteur du piéz. (m)	Profondeur jusqu'au milieu du filtre (m)
AC1	19,48	18,80	MV12	24,14	18,80	NA1A	29,74	10,97
AC2	19,37	12,70	MV13	24,14	12,70	NA1B	29,73	12,15
AC25	19,53	8,51	MV38	24,06	9,90			
AC3	17,28	16,70	MV14	20,37	18,80	NA2C	27,34	13,10
AC4	17,73	12,70	MV15N	20,36	12,28			
AC34	17,32	10,20	MV37N	19,60	9,92			
AC5	12,36	9,60	MV16	12,10	9,60	NA3	21,66	12,20
AC6	12,10	6,60	MV17	11,74	5,60			
AC35	12,53	3,50						
AC7	10,94	6,60	MV18N	11,67	4,45	NA4A	19,59	9,14
AC8	11,15	3,60	MV19	12,05	9,60	NA4B	19,63	12,20
AC36	11,25	2,90						
AC9	10,12	5,10	MV20	13,02	9,60	NA5A	18,56	8,53
AC10	11,39	3,60	MV21	12,66	5,00	NA5B	18,61	13,11
AC30	11,23	10,50						
AC22	20,02	16,90	MV39	25,00	13,20			
AC23	19,96	9,10	MV40	21,00	12,91			
AC24	19,93	5,60	MV41	13,15	6,07			
AC26	17,52	10,00						
AC27	10,14	9,50						
AC28	10,42	6,60						
AC29	9,63	2,20						
AC31	11,26	10,60						
AC32	11,37	6,50						
AC33	11,13	2,30						

Carr (1969) a mesuré la conductivité hydraulique intergranulaire (matrice) du grès de l'Île-du-Prince-Édouard en laboratoire et il a obtenu des conductivités hydrauliques variant de  $1,0 \times 10^{-7}$  m/s à  $5,0 \times 10^{-6}$  m/s. La conductivité hydraulique obtenue pour des carottes de microgrès et argilite provenant du bassin de la rivière Winter était inférieure à  $5,0 \times 10^{-10}$  m/s. La conductivité hydraulique d'échantillons de grès provenant de la même région se situait entre  $1 \times 10^{-8}$  et  $1 \times 10^{-7}$  m/s (Francis 1989). La conductivité hydraulique globale moyenne (y compris les contributions dues aux fractures) déterminée pour une série de 32 essais de pompage sur l'Île-du-Prince-Édouard s'élevait à  $1,9 \times 10^{-5}$  m/s (Carr 1971).

On a installé des instruments de mesure géochimique et hydraulique sur les trois sites. Sur les figures 6a et 6b, on voit respectivement une vue de haut et une vue transversale du site d'Augustine Cove. Cinq paires de piézomètres (un peu profond et un profond) ont d'abord été posés sur le site d'Augustine Cove en juin 1985. Quinze autres piézomètres ont été installés

en juin 1986. Six d'entre eux étaient des piézomètres pour nappe phréatique peu profonde, et cinq des six piézomètres ont été posés à côté des cinq paires originales (nids A, B, C, E et F sur la figure 6a). Le sixième (AC26) a été posé seul à la limite du champ. Les piézomètres restants ont été posés le long des limites du champ en groupes de trois (nids D, G et H sur la figure 6a). Ces instruments ont été installés par forage à l'air comprimé. Ils présentaient un diamètre de 50 mm et étaient constitués de PVC de calibre 40 avec une longueur de 1,0 ou 1,5 m de filtre à fentes n° 6. Les filtres ont été garnis de sable de silice n° 2 et bouchés avec 1 m de bentonite. Le reste du trou a été rempli avec les déblais produits par le forage (Priddle et coll. 1988). La figure 7 représente un piézomètre typique et d'autres détails sur les piézomètres sont donnés dans le tableau 2.

Pour déterminer dans quelle mesure l'assise rocheuse était fracturée, on a foré en 1987 trois trous inclinés ( $60^\circ$ – $65^\circ$ ), jusqu'à des profondeurs de 30 à 35 m sous la surface du sol. Les trous (DAC1-DAC3 de

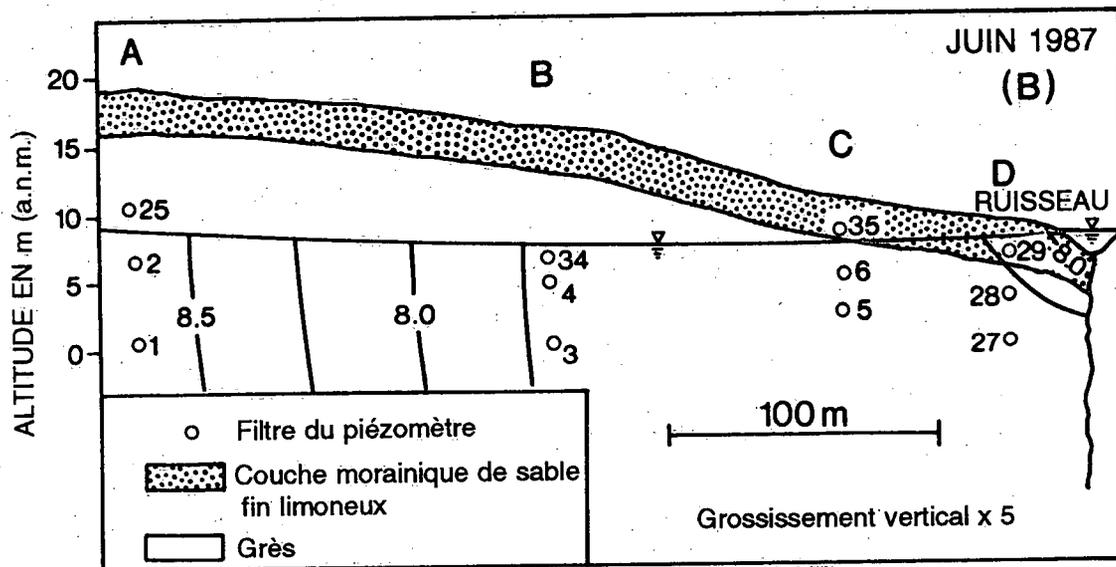
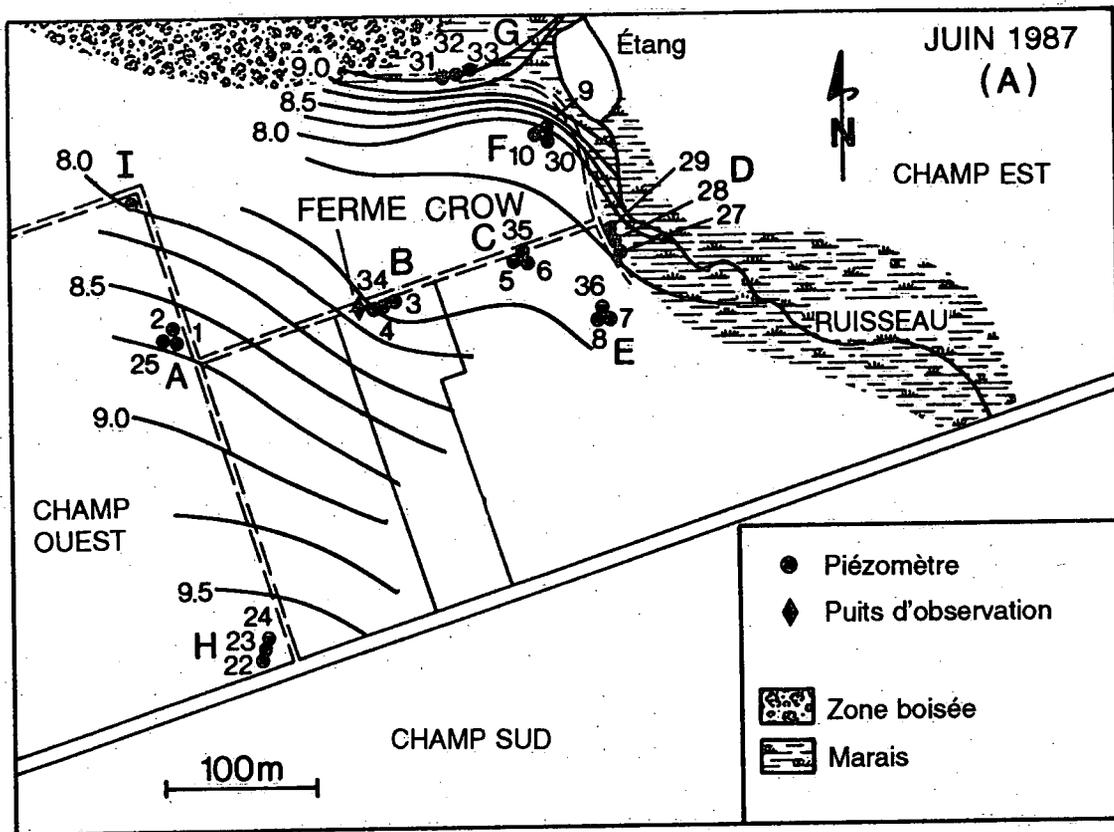


Figure 6. Site d'Augustine Cove : a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale (ABCD) avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer. Moyenne de deux mesures du niveau de l'eau en juin 1987 (d'après Priddle et coll. 1988).

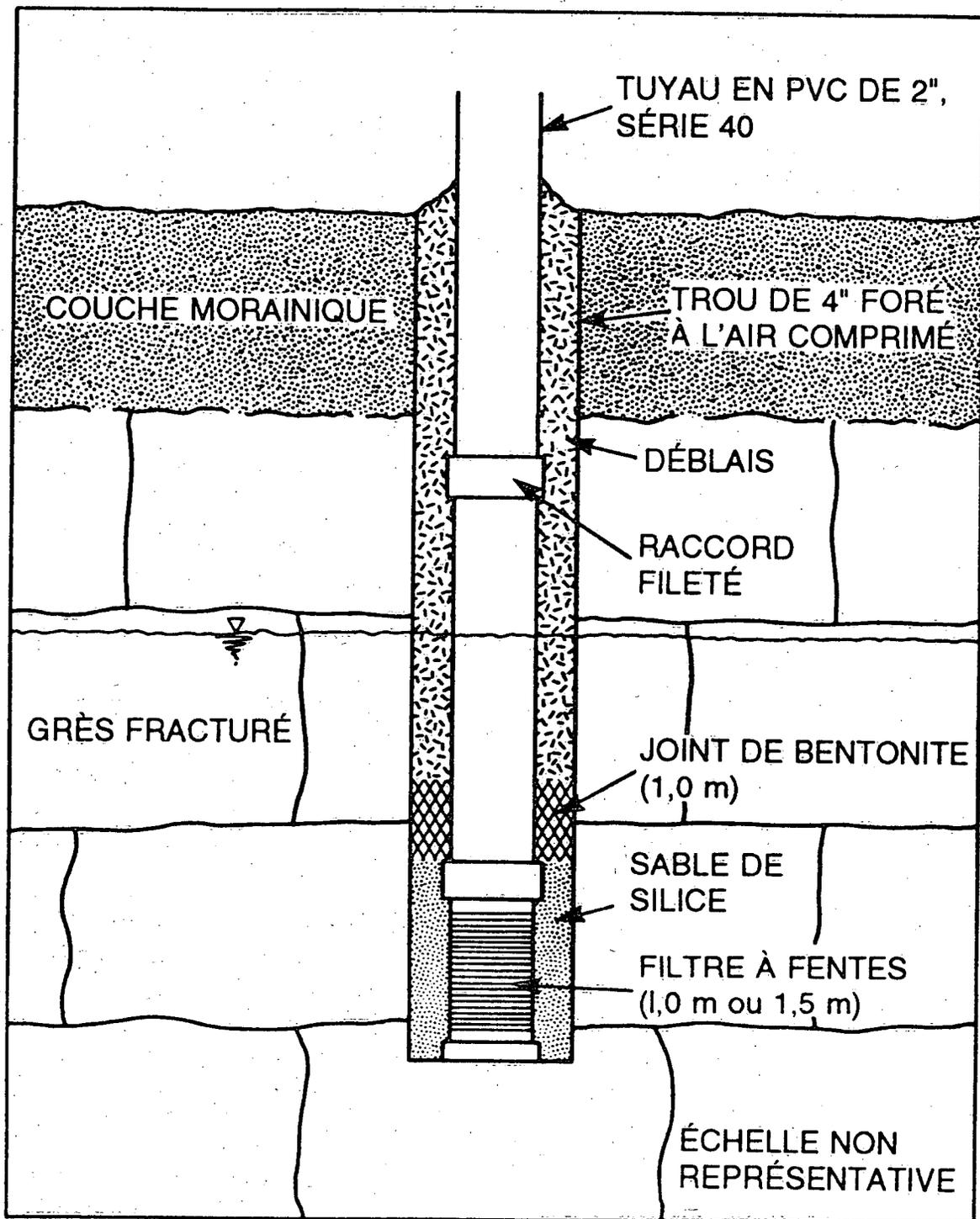


Figure 7. Schéma d'un piézomètre typique (d'après Priddle et coll. 1988).

Tableau 3. Caractéristiques des trous de forage inclinés et montage du système de surveillance à intervalles multiples\*

Caractéristiques des trous de forage						
Trou de forage n°	Diamètre (mm)	Inclinaison (par rapport à la surface du sol)	Altitude de la surface <sup>1</sup> (m)	Longueur totale <sup>2</sup> (m)	Longueur du tubage (m)	Profondeur jusqu'à l'assise rocheuse <sup>3</sup> (m)
DAC1	76	65°	16,33	41,45	9,52	4,7
DAC2	76	60°	9,33	29,26	5,09	1,8
DAC3	76	60°	10,20	29,26	5,89	3,4

Système de surveillance à niveaux multiples						
Trou de forage n°	Intervalle n°	Profondeur <sup>4</sup> (mss)	Altitude <sup>5</sup> (manm)	Voie d'accès (manm)	Longueur des intervalles (m)	Volume des intervalles (L)
DAC1	1	35,41 – 32,25	-15,76 – -12,90	-14,07	3,16	5,68
	2	31,27 – 27,48	-12,01 – -8,58	-9,19	3,79	6,83
	3	27,02 – 24,19	-8,16 – -5,59	-6,72	2,83	5,10
	4	23,72 – 17,50	-5,18 – 0,47	-2,35	6,23	11,22
	5	17,04 – 7,80	0,89 – 9,26	3,71	9,24	16,62
DAC2	1	26,10 – 25,33	-13,28 – -12,61	-12,71	0,77	1,39
	2	24,87 – 20,17	-12,21 – -8,13	-9,51	4,71	8,48
	3	18,62 – 14,83	-6,80 – -3,51	-4,10	3,79	6,83
	4	14,37 – 3,65	-3,12 – 6,17	-0,42	10,72	19,29
DAC3	1	26,87 – 26,09	-13,07 – -12,40	-12,50	0,77	1,39
	2	25,64 – 20,36	-12,00 – -7,43	-9,30	5,28	9,50
	3	19,38 – 16,20	-6,59 – -3,83	-5,21	3,19	5,73
	4	15,74 – 3,51	-3,43 – 7,16	4,47	12,23	22,02

\*Tiré de Lapcevic et Novakowski 1988.

<sup>1</sup>Mètres au-dessus du niveau de la mer.

<sup>2</sup>Mètres sous la surface du sol (suivant l'inclinaison du trou de forage).

<sup>3</sup>Profondeur approximative de la surface de contact entre les morts-terrains et l'assise rocheuse d'après des carottes (mètres sous la surface du sol).

<sup>4</sup>Profondeur en mètres sous la surface du sol (mss).

<sup>5</sup>Altitude en mètres au-dessus du niveau de la mer (manm) compte tenu de l'inclinaison des trous.

la figure 6a) ont été percés à travers la couche de morts-terrains, consolidés avec un tubage puis testés hydrauliquement et reliés à des systèmes d'échantillonnage à plusieurs niveaux, à quatre ou cinq intervalles (Solinst Canada Ltd., Glen Williams, Ontario). D'autres détails sur les trous de forage et sur les systèmes d'échantillonnage à plusieurs niveaux sont donnés dans le tableau 3 et dans Lapcevic et Novakowski (1988).

Dix piézomètres ont été installés au site de Mill Valley en juin 1985, de la même façon que les piézomètres du site d'Augustine Cove. Seuls trois piézomètres ont été installés en 1986 à cause de problèmes d'accès au terrain (Priddle et coll. 1988). En 1987, cinq autres piézomètres ont été installés dans des trous forés à l'air comprimé pour remplacer des piézomètres qui avaient été endommagés ou détruits au cours des deux années précédentes. Les figures 8a et 8b représentent le site de Mill Valley vu du dessus et en coupe transversale, respectivement.

Onze piézomètres ont été posés au site de New Annan en septembre 1986. Les piézomètres ont été introduits dans des trous forés à l'air comprimé de la

même façon qu'à Augustine Cove. Les points où ont été installés les piézomètres sont indiqués sur la figure 9.

## HYDROGÉOLOGIE DES SITES

### Niveaux de l'eau

Le niveau de l'eau a été mesuré périodiquement au cours du programme quinquennal de surveillance de la qualité des eaux souterraines. Les charges hydrauliques mesurées à Augustine Cove, à Mill Valley et à New Annan sont présentées dans l'annexe B (tableaux B.1, B.2 et B.3, respectivement). En 1986, un puits d'observation à enregistrement continu a été installé à Augustine Cove (près du nid B, figure 6a). L'hydrogramme correspondant à la période allant de novembre 1986 à octobre 1988 pour la nappe phréatique de ce puits est représenté dans la figure 10. Cet enregistrement continu montre la nature cyclique de la hauteur de la nappe phréatique. Au cours d'une année, on observe des variations allant jusqu'à 4 m.

L'écoulement des eaux souterraines à Augustine Cove semble plus complexe qu'à Mill Valley ou à New Annan. D'après les courbes de niveau et les courbes

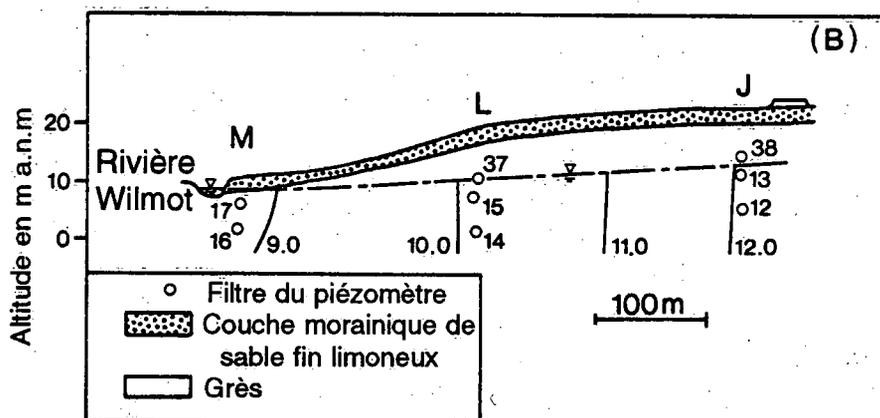
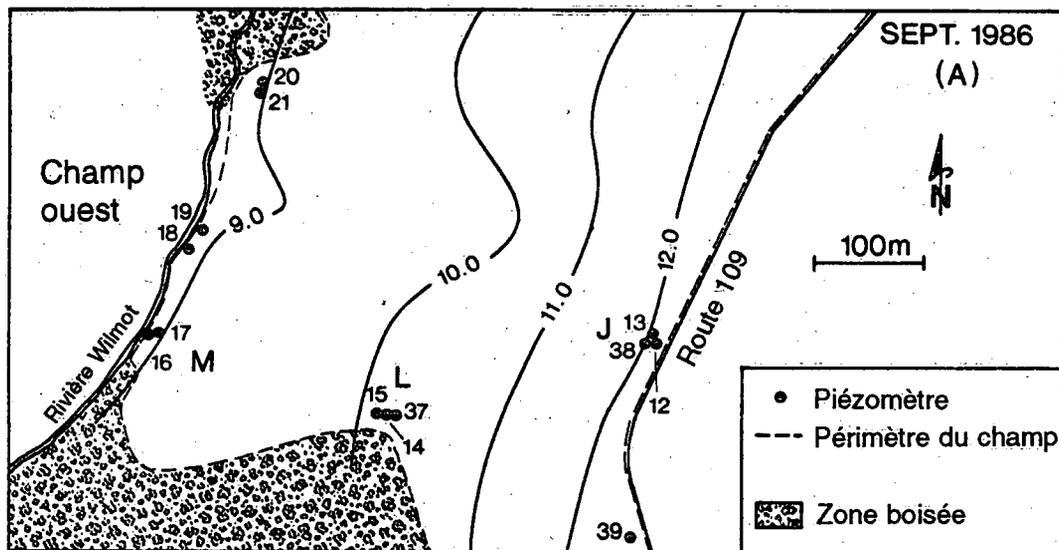


Figure 8. Site de Mill Valley : a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale (ABCD) avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer—Septembre 1986 (d'après Priddle et coll. 1988).

équipotentiels préparés dans le cas d'Augustine Cove, il semble exister deux types d'écoulement des eaux souterraines. La première période, juin 1987 (figures 6a et 6b), correspond à une nappe phréatique de faible niveau. Pendant de telles périodes, il semble que le ruisseau qui longe la bordure est du champ constitue un cours d'eau émissif et que l'eau qui provient de ce ruisseau réapprovisionne directement la nappe aquifère de grès fracturé. D'après les courbes de niveau et les charges hydrauliques de la nappe phréatique, il est possible que les eaux souterraines s'écoulent à travers une zone hautement fracturée parallèle au ruisseau et s'étendant au-delà du plan du papier dans la figure 6b, près des piézomètres AC5 et AC6 (nid C). Les

eaux souterraines peuvent alors être rejetées à travers une zone hautement fracturée qui peut s'étendre jusqu'au coin sud-est du champ.

Par contre, le type d'écoulement des eaux souterraines auquel on peut conclure d'après les figures 11a et 11b correspond à une nappe phréatique de niveau élevé (mai 1988). Dans ce cas, les eaux souterraines se gonflent dans les parties situées en amont, puis elles sont rejetées dans le cours d'eau. D'après les gradients de charge hydraulique que l'on peut calculer à partir de la figure 11a, on estime que les vitesses des eaux souterraines peuvent s'élever jusqu'à 3 m par jour, en supposant une porosité de 1 % due aux fractures

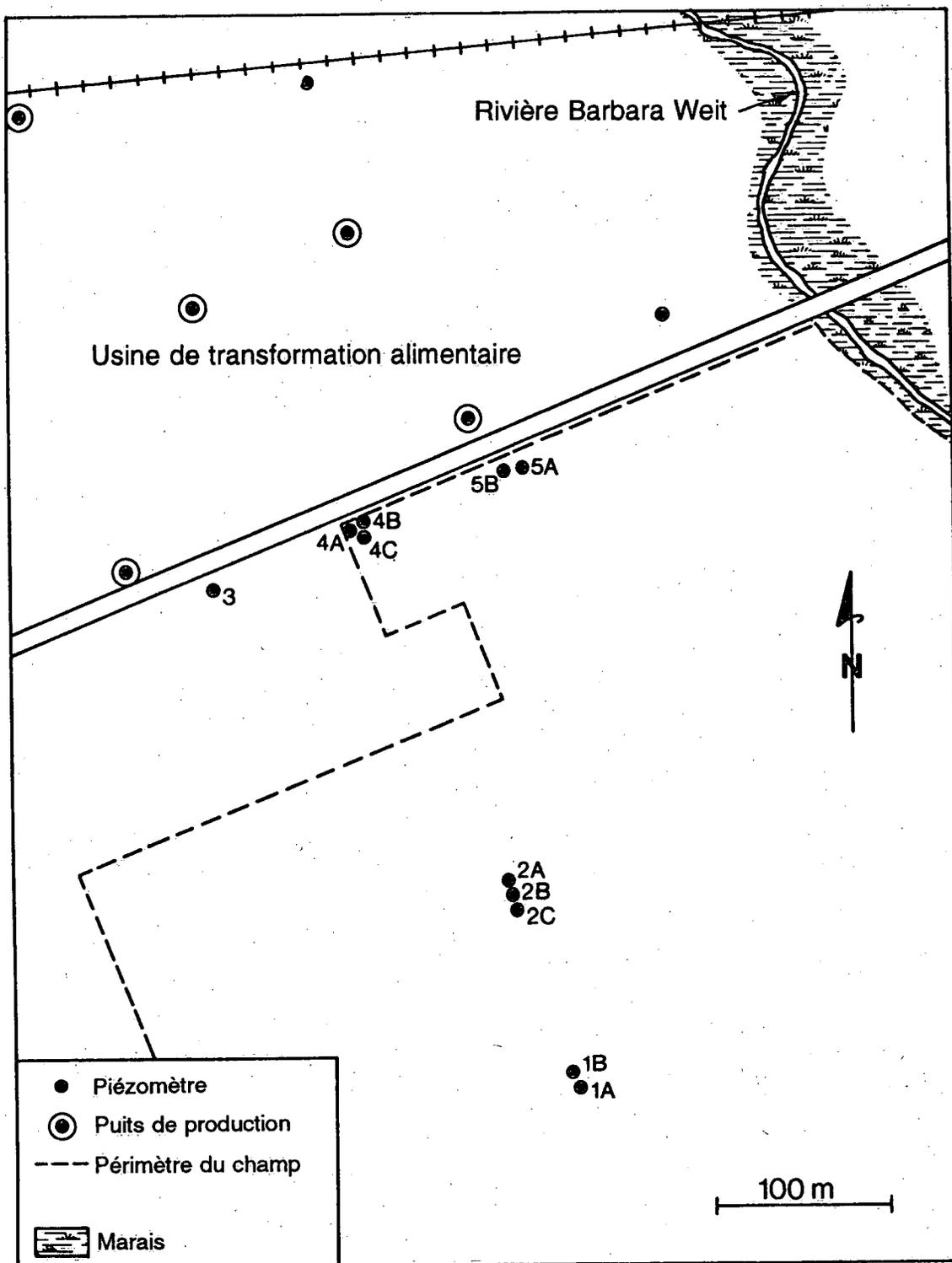


Figure 9. Vue de haut de suite de New Annan montrant l'emplacement des piézomètres.

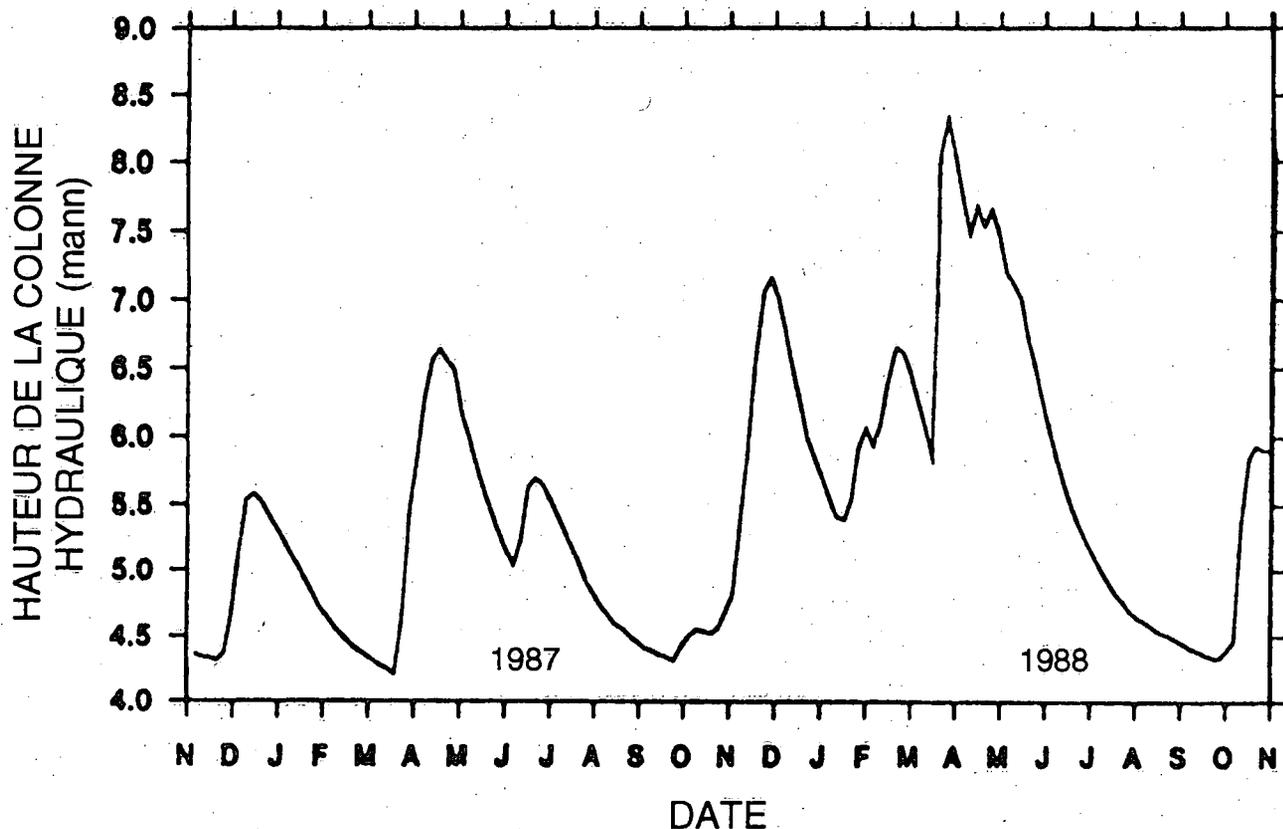


Figure 10. Hydrogramme de l'enregistrement en continu obtenu au puits d'observation (Augustine Cove, novembre 1986—novembre 1988).

(Jackson et coll. 1989). Il semble probable que la nappe phréatique se gonfle tous les printemps et que le régime faible de la nappe phréatique soit plus représentatif du reste de l'année.

#### Essais de puits

On a effectué des essais de puits en utilisant les piézomètres installés dans les trois sites. En outre, d'autres essais de puits ont été effectués dans les trois trous de forage inclinés du site d'Augustine Cove avant qu'ils ne soient reliés au système d'échantillonnage à plusieurs niveaux.

Des essais de puits piézométriques individuels ont été effectués suivant la méthode de Patterson et Devlin (1985). On a prélevé de l'eau de chaque piézomètre en vue des essais de puits ultérieurs. En procédant de cette manière, on évite la contamination possible du puits avec de l'eau d'une autre source. On a attendu que le niveau de l'eau se stabilise avant d'effectuer les essais. Un capteur de pression relié à un enregistreur papier a permis de mesurer la réponse du piézomètre au moment de l'ajout d'eau.

Des essais de puits ont été effectués dans les trois trous de forage à découvert inclinés d'Augustine Cove immédiatement après le forage et la préparation des trous. Pour isoler et tester hydrauliquement les intervalles à l'intérieur du trou de forage, on a utilisé un montage double. Les intervalles qui se chevauchaient ont été testés sur toute la longueur du trou de forage, fournissant ainsi un profil complet des transmissivités à l'intérieur du trou de forage. Une description plus détaillée des méthodes d'essai de puits appliquées sur le terrain est donnée dans Lapcevic et Novakowski (1988).

Les données obtenues à partir des essais de puits avec les piézomètres peu profonds ont donné des courbes à pente forte, qui étaient difficiles à apparier pour appliquer la méthode de Cooper et coll. (1967) (applicable uniquement en milieu clos). Quelques-uns des essais ont donné des résultats qui pouvaient être apparés avec des courbes du type de celles de Cooper et coll. (1967), mais la majorité des résultats ont été analysés avec la méthode de Hvorslev (1951) (applicables uniquement aux conditions relatives à la nappe phréatique). Les résultats obtenus à partir des essais de puits avec piézomètres peu profonds sont présentés

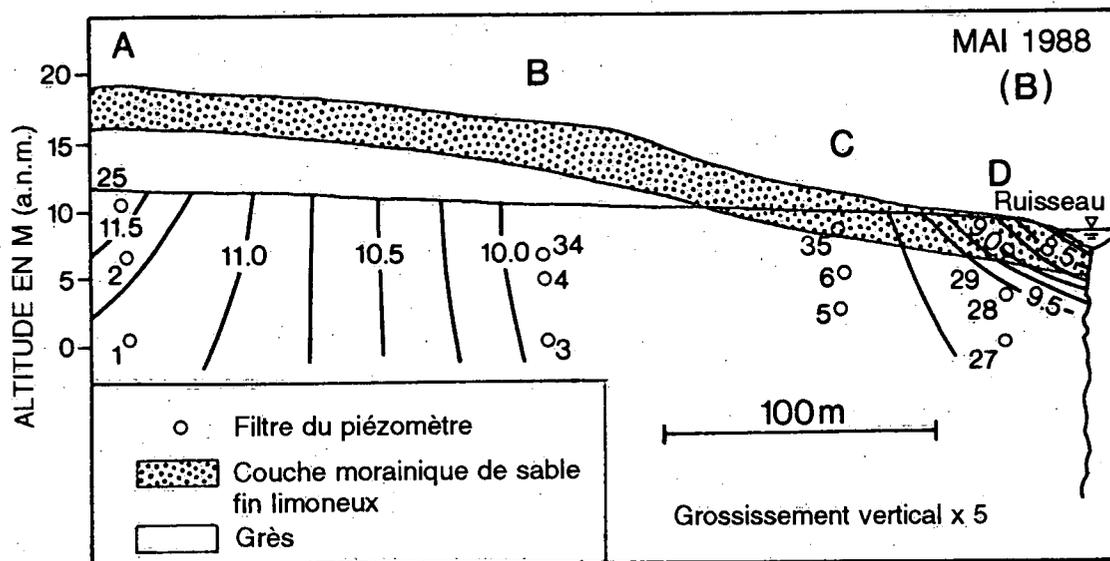
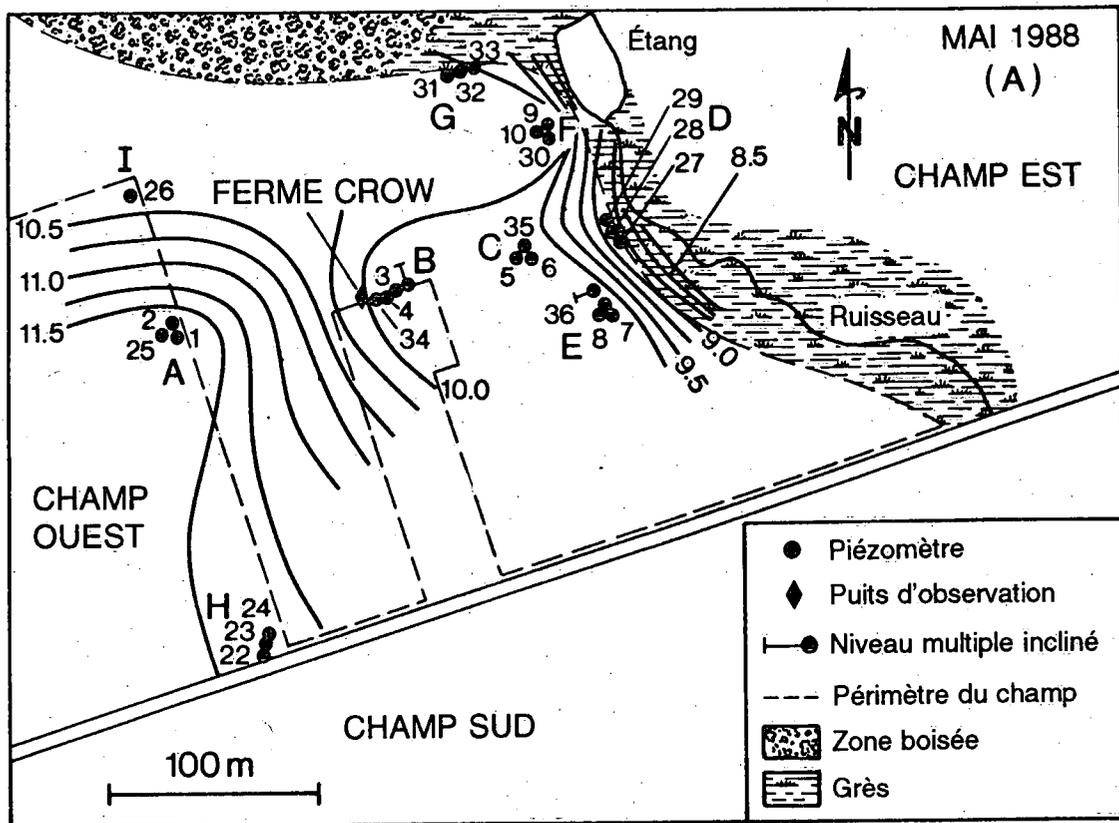


Figure 11. Site d'Augustine Cove : a) une vue de haut et une carte de la nappe phréatique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer, b) une vue transversale (ABCD) avec une carte équipotentielle de la hauteur de la colonne hydraulique en mètres au-dessus du niveau moyen de la mer—Mai 1988 (d'après Priddle et coll. 1988).

Tableau 4. Essais de puits et résultats des essais de pompage à court terme effectués dans les trous de forage inclinés—Augustine Cove\*

Essais de puits dans des trous de forage inclinés							
Trou de forage n°	Essai n°		Conductivité hydraulique <sup>1</sup> (Hvorslev) (m/s)	Conductivité hydraulique <sup>1</sup> (Cooper) (m/s)		Capacité d'emmagasinement <sup>1</sup>	
DAC1	12		9,5E-6	1,7E-6		6,8E-6	
DAC2	10		3,2E-5	1,1E-5		9,6E-7	
DAC3	10		2,7E-5	3,6E-6		4,6E-6	

Résultats des essais de pompage effectués dans les trous de forage à découvert							
Essai n°	Puits n°	Type de puits	Intervalle <sup>2</sup> (manm)	Débit (m <sup>3</sup> /s)	Dist. radiale <sup>3</sup> (m)	Transmissivité (m <sup>2</sup> /s)	Capacité d'emmagasinement
2	DAC3	P	-7,06 – 5,10	3,9E-4	1,4E-3	2,2E-5	9,2E-2
	AC31	O	0,67	-	6,0	2,6E-4	1,2E-2
	AC32	O	4,91	-	7,2	NA	NA
3	DAC3	P	-7,66 – 15,1	3,9E-4	1,4E-3	9,4E-5	7,8E-1
	AC31	O	0,67	-	6,0	1,0E-4	2,7E-4
	AC32	O	4,91	-	7,2	3,1E-4	9,0E-3

\*Tiré de Lapcevic et Novakowski 1988.

<sup>1</sup>Moyenne géométrique.

<sup>2</sup>Intervalle de pompage ou altitude du milieu du filtre dans les puits d'observation (intervalles des filtres dans les puits d'observation de 1,0–1,5 m).

<sup>3</sup>Distance radiale à partir du puits de pompage.

P = Puits de pompage.

O = Puits d'observation.

NA = non analysé (données insuffisantes).

respectivement dans l'annexe B (tableaux B-4, B-5 et B-6) pour les sites d'Augustine Cove, de Mill Valley et de New Annan.

Au site d'Augustine Cove, la conductivité hydraulique variait de  $2,4 \times 10^{-6}$  m/s à  $6,0 \times 10^{-4}$  m/s et, en général, elle augmentait plus on se rapprochait du ruisseau (à l'exception de AC9 et de AC30). On a observé que la conductivité hydraulique avait tendance à diminuer avec la profondeur. Une analyse des données de 1986 montre qu'il régnait des conditions de semi-perméabilité au voisinage des piézomètres AC1, AC3 et AC27, peut-être en raison de la présence d'une couche semi-perméable remarquée dans les diagraphies de puits (Priddle et coll. 1987). Au site de Mill Valley, les conductivités hydrauliques variaient de  $4,5 \times 10^{-5}$  m/s à  $1,0 \times 10^{-3}$  m/s. Elles étaient analogues à celles qui avaient été mesurées au site d'Augustine Cove et avaient tendance à augmenter au fur et à mesure que l'on se rapprochait du ruisseau et à diminuer avec la profondeur. Les conductivités hydrauliques mesurées au site de New Annan étaient d'un ordre de grandeur plus faible, en général, que dans les autres sites. Elles variaient de  $1,5 \times 10^{-7}$  m/s à  $3,1 \times 10^{-5}$  m/s.

On a effectué des essais de puits à 32 intervalles dans les trois trous de forage inclinés (DAC1–DAC3) au site d'Augustine Cove, avant de poser les appareils. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.

Les résultats des essais ont été analysés avec les méthodes de Cooper et coll. (1967) et de Hvorslev (1951). En général, il y avait un écart d'un ordre de grandeur entre les conductivités hydrauliques calculées suivant les deux méthodes d'analyse. Les conductivités hydrauliques variaient de  $1,0 \times 10^{-7}$  m/s à  $3,0 \times 10^{-7}$ , avec une moyenne géométrique de  $3,6 \times 10^{-5}$  m/s (Lapcevic et Novakowski 1988). Ces valeurs sont comparables à la moyenne de  $1,9 \times 10^{-5}$  m/s obtenue par Carr (1969) lors de l'analyse des résultats de 32 essais de pompage effectués sur l'île-du-Prince-Édouard. Il est tout probable que les variations des conductivités hydrauliques peuvent être attribuées à des différences lithologiques, ainsi qu'à des différences relatives à la fréquence et à l'ouverture des fractures (Lapcevic et Novakowski 1988).

Les conductivités hydrauliques obtenues avec un espace de 1,5 m entre les garnitures, correspondant surtout au schiste argileux des unités de schiste argileux d'Augustine Cove ( $\approx 1 \times 10^{-6}$  m/s), diffèrent de celles qui ont été obtenues par Francis (1989) pour des carottes de microgrès et d'argilite ( $\approx 5 \times 10^{-10}$  m/s) et qui sont signalées dans Lapcevic et Novakowski (1988). La différence résulte du fait que les tests effectués au site d'Augustine Cove ont été réalisés *in situ* avec un intervalle de 1,5 m entre les garnitures, intervalle beaucoup plus grand que ceux qui correspondent aux caractéristiques lithologiques des carottes (Lapcevic et Novakowski 1988).

## GÉOCHIMIE DES SITES

La diminution des conductivités hydrauliques avec la profondeur notée dans le cas des piézomètres peu profonds ne s'est pas manifestée dans le cas des résultats des essais de puits dans les trous à découvert.

### Essais de pompage

Trois essais de pompage à court terme (< 6 h) ont été effectués dans deux des trois trous inclinés (DAC2 et DAC3) avant l'installation des instruments dans ces trous. On y a introduit une garniture que l'on a gonflée sur la zone la moins perméable dans chaque trou, divisant ainsi efficacement le trou en deux intervalles. Une pompe de construction 1,5-HP a servi à maintenir un débit élevé constant pendant la durée de chaque essai. Pour les essais, le tuyau d'arrivée de la pompe a été posé au-dessus et au-dessous de la zone de faible perméabilité dans chaque trou de forage. La dépression a été observée au moyen de deux piézomètres peu profonds situés près du puits de pompage. Les essais avaient été conçus de manière à déterminer si ces zones de faible perméabilité jouent le rôle de couches encaissantes. On a surveillé la dépression dans le puits au moyen d'un capteur de pression et d'un enregistreur à papier, alors que la dépression du niveau de l'eau dans les piézomètres a été mesurée à l'aide de rubans.

Aucune réponse n'a été observée dans le cas des piézomètres peu profonds (AC7 et AC8, figure 6a pour leur emplacement) lorsque l'eau était pompée sous la couche d'argilite de faible perméabilité dans le cas de DAC2, signe que cette couche d'argilite pourrait jouer le rôle de couche encaissante au voisinage de DAC2 (Lapcevic et Novakowski 1988).

Les résultats de deux essais de pompage effectués dans le cas de DAC3 sont également présentés dans le tableau 4. Au cours de l'essai n° 3, effectué sous la couche d'argilite de faible perméabilité, une réponse a été notée dans le cas des deux piézomètres d'observation peu profonds (AC31 et AC33) situés près de DAC3, tous les deux situés au-dessus de la zone de faible perméabilité. L'argilite ne joue donc pas le rôle d'une couche encaissante et, du moins au voisinage de DAC3, le profil est représentatif d'une nappe aquifère unique (Lapcevic et Novakowski 1988).

La réponse observée dans le cas de AC31 et de AC32 a été analysée suivant la méthode de Theis lorsque les essais avaient fourni des données suffisantes. L'analyse a donné des transmissivités de l'ordre de  $1,0 \times 10^{-4}$  à  $3,1 \times 10^{-4}$  et un intervalle de  $1,2 \times 10^{-2}$  à  $2,7 \times 10^{-4}$  pour les coefficients d'emmagasinement (tableau 4).

On a effectué des essais aux trois sites pour étudier les propriétés géochimiques de la nappe aquifère. On a effectué le plus grand nombre possible d'essais géochimiques pour définir les conditions *in situ* et pour éviter les changements chimiques qui pourraient se produire lors de l'entreposage et du transport des échantillons jusqu'au laboratoire avant l'analyse. On a tiré des volumes d'eau équivalant à deux ou trois fois la capacité des puits à partir des tubes piézométriques de 50 mm de diamètre avant d'entreprendre les essais géochimiques pour s'assurer que l'eau testée était représentative de celle qui se trouvait dans la nappe aquifère.

Le tuyau de sortie d'une pompe submersible en téflon et acier inoxydable (Well Wizard, QED Systems, Ann Arbor, Mich.) a été relié directement à une cuve contenant trois orifices pour recevoir des électrodes. Grâce aux électrodes introduites dans ces orifices, on a pu déterminer certains paramètres relatifs aux eaux souterraines avant leur exposition à l'atmosphère. Le débit de pompage à travers la cuve s'élevait approximativement à 300 mL/min. Parmi les mesures relevées, on compte le pH, le potentiel d'oxydo-réduction ( $E_H$ ), la conductance spécifique et la température.

On a étalonné une électrode de verre en appliquant une technique avec tampon double (pH = 4 et 7, ou pH = 7 et 10) avant toutes les mesures et, de nouveau, après une mesure (pH = 7 seulement). Au début de chaque jour d'échantillonnage, on a vérifié l'électrode de platine (oxydo-réduction) en mesurant le potentiel rédox de la solution de Light (1972) pour s'assurer qu'il se situait à l'intérieur d'une gamme acceptable. Ces deux électrodes ont été reliées à un pH/mV-mètre Orion 231 (Orion, Cambridge, Mass.).

Les mesures de conductance spécifique et de température ont été relevées au moyen d'un conductimètre spécifique YSI (YSI Scientific, Yellow Springs, Ohio). Il n'était pas nécessaire d'étalonner cet appareil *in situ* pour l'utiliser.

Les mesures de la quantité d'ammoniac ( $NH_3$ ) ont été relevées au moyen d'un appareil Orion 701 (Orion, Cambridge, Mass.) et d'une électrode spécifique du  $NH_3$ . Un échantillon de 50 mL d'eau souterraine a été prélevé et 0,5 mL de NaOH 10M a été ajouté à l'échantillon. La solution a été déposée sur un agitateur magnétique et l'électrode pour  $NH_3$  a été trempée dans la solution. On a ajusté le zéro de l'appareil Orion 701 et l'on a ajouté 5 mL d'un étalon de  $NH_3$ . On a noté le changement de potentiel de la solution et la concentration d'ammonium de l'échantillon a été déterminée d'après une table d'étalonnage donnée dans le manuel accompagnant l'électrode spécifique du  $NH_3$ .

On a également prélevé un échantillon de 50 mL après l'avoir passé sur un filtre à maille de 0,45 µm pour déterminer l'alcalinité de l'eau souterraine. Le pH initial de la solution a été noté et des portions d'une solution d'acide étalonnée (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) variant de 100 à 1000 µL ont été ajoutées. Le pH a été noté après chaque ajout jusqu'à ce que ce pH tombe sous 4,2. On a ensuite déterminé l'alcalinité d'après une courbe du pH en fonction des millilitres d'acide étalonné utilisés.

Le tuyau de sortie de la pompe submersible a ensuite été relié à un oxymètre Orbisphere modèle 2606 (Orbisphere Labs, Genève, Suisse) et le débit a été réduit à environ 100 mL/min. Après avoir laissé la sonde se stabiliser, on a enregistré la teneur en oxygène dissous. Les autres essais géochimiques ont été effectués en laboratoire.

On a prélevé des échantillons d'eau souterraine pour y doser l'aldicarbe ainsi que les principaux cations et anions. Les échantillons prélevés en vue du dosage de l'aldicarbe ont été prélevés dans des bouteilles ambrées de 60 mL. Un filtre à maille de 0,45 µm a été relié au tuyau de sortie de la pompe submersible et les bouteilles à échantillons ont été rincées trois fois avec des eaux souterraines filtrées avant de recevoir leur contenu. On a ajouté 100 µL d'acide phosphorique dilué en tant qu'agent de conservation pour abaisser le pH de l'échantillon jusqu'à 5 environ. On a rempli et bouché les bouteilles de manière à éviter que de l'air y soit piégé, puis on les a entreposées à l'obscurité à environ 4 °C jusqu'à l'analyse.

Les échantillons destinés au dosage des ions principaux ont été prélevés dans des bouteilles à échantillons de 500 mL. On a laissé le filtre en place pour prélever l'échantillon destiné au dosage des cations et on a acidifié cet échantillon jusqu'à un pH de 3 grâce à l'addition de 0,5 mL de HNO<sub>3</sub> pour éviter toute précipitation minérale. L'échantillon destiné au dosage des anions n'a été ni filtré ni acidifié. Toutes les bouteilles ont été rincées trois fois avec l'échantillon d'eau souterraine avant le prélèvement de l'échantillon.

On a utilisé la même pompe pour prélever tous les échantillons. La pompe en téflon et acier inoxydable a donc été rincée à l'eau distillée entre chaque puits. On a prélevé des échantillons d'eau de nettoyage ainsi que des blancs en vue du contrôle de la qualité et on les a analysés de la même manière que les échantillons d'aldicarbe.

## Résultats géochimiques

On a prélevé et analysé des échantillons pendant cinq ans pour caractériser la chimie des eaux souterraines (1985–1989). On a ainsi relevé sur le terrain des

mesures du pH, de E<sub>H</sub>, de la conductance spécifique (C.S.), de l'alcalinité (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) de l'oxygène dissous (OD), de la température et de l'ammoniac (NH<sub>3</sub>). On a dosé le NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N dans des échantillons provenant des trois sites et on a déterminé la teneur en OD, la teneur en Fe<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, SiO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et Cl<sup>-</sup> dans des échantillons provenant du site d'Augustine Cove. On trouvera dans l'annexe C (tableaux C-1, C-2 et C-3) les résultats obtenus pour les trois sites à partir des mesures relevées *in situ* et des analyses effectuées en laboratoire. Dans les tableaux 5 à 8, on présente les statistiques correspondant aux résultats géochimiques obtenus *in situ* et en laboratoire pour les trois sites. Les principales conclusions que l'on peut tirer de ces résultats sont exposées ci-après.

Le pH des eaux souterraines du site d'Augustine Cove (AC) a tendance à être plus faible que celui des sites de Mill Valley (MV) ou de New Annan (NA). Les valeurs moyennes du pH étaient respectivement de 7,0, de 7,8 et de 7,6. Le pH mesuré au site de Mill Valley n'était jamais inférieur à 7,2 et seule une valeur l'était au site de New Annan alors que les échantillons recueillis à partir de 15 des 25 piézomètres du site d'Augustine Cove présentaient des pH inférieurs ou égaux à 7,2 à un moment ou à un autre, au cours de la période de surveillance. Le plus faible pH mesuré au site d'Augustine Cove était de 5,6. L'épaisseur du grès fracturé dans la zone non fracturée est plus grande au site de Mill Valley et au site de New Annan qu'au site d'Augustine Cove. Les eaux de réapprovisionnement acides séjournent plus longtemps dans les zones non saturées plus épaisses. Cela leur permet de se neutraliser davantage grâce au carbonate présent dans le grès. Les valeurs de pH les plus faibles ont généralement été relevées dans les piézomètres les moins profonds des trois sites et bien qu'elles varient largement, on a noté une tendance à la baisse en fonction de la distance dans la direction de l'écoulement.

Les eaux souterraines des trois sites renfermaient une quantité appréciable d'oxygène dissous. Les teneurs moyennes en oxygène dissous pour les trois sites étaient de 5,8 mg/L (AC), 7,5 mg/L (MV) et 6,8 mg/L (NA) alors que les valeurs moyennes de E<sub>H</sub> étaient de 417 mV (AC), 505 mV (MV) et 487 mV (NA), signe que l'eau des trois sites était fortement oxygénée.

Des exceptions ont toutefois été notées dans le cas des piézomètres d'Augustine Cove situés près du cours d'eau émissif, plus particulièrement dans le cas de AC5 et de AC27, mais aussi dans le cas de AC28 et de AC30 à AC32 (voir l'emplacement de ces puits sur la figure 6a). La qualité des eaux souterraines dans ces piézomètres est plus représentative du ruisseau que des eaux souterraines des zones de réapprovisionnement

Tableau 5. Statistiques relatives aux résultats géochimiques obtenus sur le terrain — Augustine Cove, 1985-1988

	pH	E <sub>H</sub>	C.S.	Temp.	O.D.	NH <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Nombre d'échantillons	37	37	28	16	31	21	34
Moyenne	7,0	417 mV	330 µS	11,6 °C	5,8 mg/L	0,2 mg/L	105 mg/L
Écart type	0,6	153 mV	75 µS	2,9 °C	4,0 mg/L	0,2 mg/L	57 mg/L
Écart type relatif	9%	37 %	23 %	25 %	69 %	100 %	54 %
Médiane	6,9	440 mV	310 µS	12,0 °C	8,0 mg/L	0,1 mg/L	104 mg/L
Maximum	8,2	690 mV	490 µS	16,0 °C	10,0 mg/L	0,6 mg/L	265 mg/L
Minimum	5,6	120	230 µS	7,0 °C	0,2 mg/L	0,0 mg/L	<1 mg/L

Tableau 6. Statistiques relatives aux résultats géochimiques obtenus au laboratoire—Augustine Cove, 1985-1988

	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	O.D.	Fe <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	SiO <sub>2</sub>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>
Nombre d'échantillons	64	27	16	27	27	27	27	16	27	27
Moyenne	7,6 mg/L	2,4 mg/L	2,3 mg/L	43,7 mg/L	5,0 mg/L	8,7 mg/L	0,76 mg/L	12,9 mg/L	13,8 mg/L	16,0 mg/L
Écart type	5,4 mg/L	3,3 mg/L	3,8 mg/L	12,0 mg/L	1,9 mg/L	3,0 mg/L	0,22 mg/L	2,8 mg/L	8,9 mg/L	4,6
Écart type relatif	71 %	138 %	165 %	27 %	38 %	34 %	29 %	22 %	64 %	29 %
Médiane	9,0 mg/L	0,9 mg/L	0,0 mg/L	41,0 mg/L	4,5 mg/L	8,1 mg/L	0,81 mg/L	13,3 mg/L	14,7 mg/L	15,5 mg/L
Maximum	22,0 mg/L	11,0 mg/L	11,0 mg/L	68,7 mg/L	9,1 mg/L	16,9 mg/L	1,1 mg/L	18,2 mg/L	35,8 mg/L	28,5 mg/L
Minimum	0,0 mg/L	0,0 mg/L	0,0 mg/L	26,3 mg/L	2,5 mg/L	<0,5 mg/L	0,34 mg/L	8,6 mg/L	0,0 mg/L	10,2 mg/L

Tableau 7. Statistiques relatives aux résultats géochimiques — Mill Valley, 1985-1988

	pH	E <sub>H</sub>	C.S.	O.D.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Nombre d'échantillons	15	15	10	18	27	16
Moyenne	7,8	505 mV	288 µS	7,5 mg/L	6,7 mg/L	120 mg/L
Écart type	0,3	35,5 mV	45,6 µS	2,5 mg/L	3,1 mg/L	98,1 mg/L
Écart type relatif	4 %	7 %	16 %	33 %	46 %	82 %
Médiane	7,8	490 mV	280 µS	9,0 mg/L	6,6 mg/L	90 mg/L
Maximum	8,1	570 mV	410 µS	10,0 mg/L	13,8 mg/L	490 mg/L
Minimum	7,2	460 mV	230 µS	1,6 mg/L	<0,2 mg/L	65 mg/L

environnantes. Les concentrations d'oxygène dissous étaient inférieures à 1,0 mg/L et les valeurs de E<sub>H</sub> se situaient généralement sous 200 mV. Dans les eaux souterraines où étaient plongés tous les piézomètres situés à proximité du ruisseau, à l'exception de AC28, la TOD était supérieure à 6,0 mg/L. On décelait également du fer (1,0-11,0 mg/L). Les conditions réductrices dans les piézomètres situés à proximité du ruisseau concordent avec celles auxquelles on s'attendrait dans

un ruisseau ayant traversé un marais comme celui qui se trouve juste en amont du site d'Augustine Cove.

Les valeurs élevées de la TOD et du fer et les faibles teneurs en oxygène dissous dans les puits les plus rapprochés du ruisseau, lorsqu'on les compare aux conditions qui règnent dans le reste du champ, expliquent en grande partie les écarts-types relatifs élevés qui caractérisent ces mesures (tableaux 5 et 6).

Tableau 8. Statistiques relatives aux résultats géochimiques - New Annan, 1985-1988

	pH	E <sub>H</sub>	C.S.	O.D.	NO <sub>3</sub> -N	HCO <sub>3</sub>
Nombre d'échantillons	10	10	10	10	18	10
Moyenne	7,6	487 mV	513	6,8 mg/L	14,5 mg/L	184 mg/L
Écart type	0,34	35,6 mV	193 µS	2,6 mg/L	8,1 mg/L	79,3 mg/L
Écart type relatif	4 %	7 %	38 %	38 %	56 %	43 %
Médiane	7,8	490 mV	500 µS	8,0 mg/L	14,0 mg/L	161 mg/L
Maximum	7,9	530 mV	900 µS	9,0 mg/L	30,0 mg/L	322 mg/L
Minimum	6,8	400 mV	320 µS	0,5 mg/L	0,4 mg/L	166 mg/L

Tableau 9. Épandages d'engrais et d'aldicarbe (1983-1989)\*

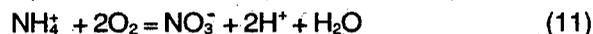
Engrais (sous forme de N) Épandages de pesticide (m.a.) et de chaux	Année	Quantité utilisée (kg/ha)		
		Augustine Cove	Mill Valley	New Annan
Nitrate d'ammonium	1989	-	206	-
Nitrate d'ammonium	1988	-	206	206
Nitrate d'ammonium	1987	52	-	-
Aldicarbe	1986	2,0	2,0	-
Nitrate d'ammonium		210	206	-
Urée		-	82	-
Aldicarbe	1985	-	2,2	-
Nitrate d'ammonium		-	27	-
Calcaire		2128	-	-
Dolomite		112	-	-
Nitrate d'ammonium	1984	-	27	206
Phosphate de diammonium		54	-	-
Aldicarbe	1983	2,0	-	2,0
Nitrate d'ammonium		190	27	206
Urée		5,9	-	-

\*Tiré de Priddle et coll. 1989.  
Nitrate d'ammonium - NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>  
Phosphate de diammonium - (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>  
Urée - CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>  
Calcaire - CaCO<sub>3</sub>  
Dolomite - CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>  
MA - matière active

Les concentrations de bicarbonate variaient de moins de 1 mg/L à 265 mg/L (AC), de 65 mg/L à 490 mg/L (MV) et de 116 mg/L à 322 mg/L (NA), avec des moyennes de 105 mg/L (AC), 120 mg/L (MV) et 184 mg/L (NA), respectivement. Les concentrations de HCO<sub>3</sub> données dans les tableaux 5, 7 et 8 ont été déterminées d'après l'alcalinité mesurée par titrage acide sur le terrain. Les concentrations de bicarbonate données dans ces tableaux correspondent aux alcalinités de 86,1 mg/L (AC), 98,9 mg/L (MV) et 150,9 mg/L (NA) sous forme de CaCO<sub>3</sub>.

Les alcalinités étaient plus élevées aux sites de Mill Valley et de New Annan qu'au site d'Augustine Cove. La capacité de neutralisation supérieure est évidente, les pH étant plus élevés à ces deux sites. On s'attendrait donc à ce que la décomposition de l'aldicarbe se fasse plus rapidement dans les eaux souterraines s'écoulant sous les sites de Mill Valley et de New Annan en raison des conditions plus favorables à l'hydrolyse basique des résidus de l'aldicarbe.

On a épandu des engrais azotés [NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> et (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>] sur les sites (tableau 9). Dans les eaux souterraines riches en oxygène comme celle des sites, la nitrification du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> épandu devrait se faire suivant l'équation suivante :



Une importante proportion de l'ammonium épandu avec les pommes de terre de semence au moment de la plantation se nitrifie en l'espace de 60 jours dans les conditions qui règnent sur l'Île-du-Prince-Édouard (Priddle et coll. 1988).

On a utilisé davantage d'engrais azoté sur les sites de New Annan et d'Augustine Cove que sur le site de Mill Valley entre 1983-1989 (tableau 9) et, comme on peut s'y attendre, les concentrations de nitrate étaient les plus élevées là où les plus grandes quantités d'engrais azotés avaient été utilisées (New Annan > Augustine Cove > Mill Valley). Les valeurs correspondant au nitrate étaient de 14,5 mg/L NO<sub>3</sub>-N à New Annan, de 7,6 mg/L NO<sub>3</sub>-N à Augustine Cove et 6,7 mg/L NO<sub>3</sub>-N à Mill Valley. Environ 72 % des échantillons provenant de New Annan et 40 % de ceux provenant d'Augustine Cove présentaient des concentrations de nitrate égales ou supérieures à celle de l'étalon d'eau potable qui est de 10 mg/L NO<sub>3</sub>-N. Seuls 15 % des échantillons de Mill Valley présentaient une concentration plus élevée. La valeur moyenne obtenue pour la

teneur en nitrate au site d'Augustine Cove (tableau 6) est réduite de beaucoup du fait de l'absence de nitrate dans les piézomètres situés à proximité du ruisseau, ce qui s'explique par les conditions réductrices qui règnent dans ces piézomètres. La gamme étendue des teneurs en nitrate à Augustine Cove se reflète dans l'écart-type relatif élevé indiqué dans le tableau 6.

La production de protons ( $H^+$ ) due à l'oxydation du  $NH_4^+$  abaisse le pH de l'eau et inhibe la décomposition de l'aldicarbe. Sans tenir compte des réactions géochimiques neutralisantes qui pourraient réduire l'effet de la nitrification sur le pH des eaux souterraines, Priddle et coll. (1987) ont calculé que la consommation de 8 mg/L  $O_2$  nitrifierait seulement 10 % de la quantité d'engrais épandue à Augustine Cove et, au pire, abaisserait à 3,6 le pH des eaux souterraines.

Il est évident que la nitrification des engrais à base d'ammonium et son effet sur le pH de l'eau peuvent influencer dans une grande mesure sur la persistance des résidus de l'aldicarbe. Dans la section suivante, on présentera les résultats d'un programme quinquennal de surveillance des résidus de l'aldicarbe et la corrélation entre l'aldicarbe et les résidus nitrés.

#### Concentrations des résidus d'aldicarbe et formation des composés

On a épandu de l'aldicarbe sur le site d'Augustine Cove en 1983 et en 1986, sur le site de Mill Valley en 1985 et en 1986 et sur le site de New Annan, en 1983. Les taux d'application du pesticide, de l'engrais et de la chaux sont présentés dans le tableau 9. Les tableaux C-4, C-5 et C-6 de l'annexe C contiennent les résultats du programme quinquennal de surveillance de l'aldicarbe. Les concentrations totales d'aldicarbe ( $ASO + ASO_2$ ) sont présentées dans ces tableaux, ainsi que le rapport de la concentration de sulfone d'aldicarbe à la concentration totale d'aldicarbe ( $ASO_2/aldicarbe$  total), qui détermine la formation des résidus de l'aldicarbe.

Pour les besoins présents, on a représenté graphiquement les conditions correspondant au site d'Augustine Cove d'après les résultats obtenus à partir de quatre piézomètres (AC4, AC6, AC7 et AC9). Les conditions qui régnaient au site de Mill Valley ont été caractérisées d'après les résultats obtenus à partir de trois piézomètres (MV14, MV17 et MV21) et d'une source qui se déverse dans le ruisseau situé en contrebas du champ. L'emplacement des piézomètres et de la source est indiqué sur les figures 6a et 8a. Seulement trois séries d'échantillons d'aldicarbe ont été prélevées au site de New Annan de sorte qu'il a été impossible d'établir des tendances avec certitude pour cet endroit.

Les résultats relatifs à l'aldicarbe et au nitrate pour le site de New Annan n'ont pas été portés sur une courbe, mais ils sont présentés dans les tableaux C-3 et C-6 de l'annexe C.

Les concentrations totales d'aldicarbe pour les sites d'Augustine Cove et de Mill Valley sont présentées dans les figures 12 et 13. L'aldicarbe parental est rapidement oxydé en ASO et il est rarement décelé dans les eaux souterraines. C'est pourquoi on considère que l'aldicarbe total est la somme de ASO et de  $ASO_2$ . Les concentrations d'aldicarbe total dans les eaux souterraines du site d'Augustine Cove étaient supérieures à celles de Mill Valley deux années de suite (1985 et 1986). La plus grande profondeur de la nappe phréatique et la plus forte alcalinité (valeurs de pH plus élevées) sont tout probablement les raisons pour lesquelles les concentrations d'aldicarbe total sont plus faibles au site de Mill Valley.

L'effet de la profondeur de la nappe phréatique sur la concentration totale d'aldicarbe se manifeste également au site d'Augustine Cove. Les concentrations d'aldicarbe dans les zones hautes de réapprovisionnement (p. ex., AC4), avec zone non saturée d'environ 10 m de profondeur, étaient plus faibles que dans les zones basses de décharge (p. ex., AC6, AC7 et AC9). C'est dans le cas du piézomètre le moins profond (AC9) que l'on a obtenu la concentration la plus élevée.

La chute prononcée de la concentration d'aldicarbe total au site d'Augustine Cove (figure 12) après le premier point d'échantillonnage est tout probablement due au fait que de l'eau souterraine peu profonde fortement contaminée s'est infiltrée lors du forage, puis elle a été chassée rapidement et les concentrations sont redevenues plus caractéristiques de la profondeur de chaque piézomètre. Ce phénomène n'est pas évident au site de Mill Valley (figure 13), peut-être parce que l'intervalle entre le moment de l'épandage du pesticide et l'installation des piézomètres était court. La plus grande partie du pesticide serait encore maintenue dans les parties supérieures de la zone non saturée et elle n'aurait pas le temps de contaminer les eaux souterraines peu profondes. L'aldicarbe présent dans les eaux souterraines peu profondes qui se sont infiltrées peut avoir été dilué suffisamment lorsqu'il s'est mélangé aux eaux souterraines plus profondes pour que sa concentration ne soit plus décelable.

Les produits de filiation, ASO et  $ASO_2$ , sont hautement mobiles et ils sont considérés comme étant relativement non retardateurs (facteurs de retard de 1,25 et 1,26 pour ASO et  $ASO_2$ , respectivement), mais ils présentent une persistance remarquable. Les concentrations sont restées relativement constantes au site

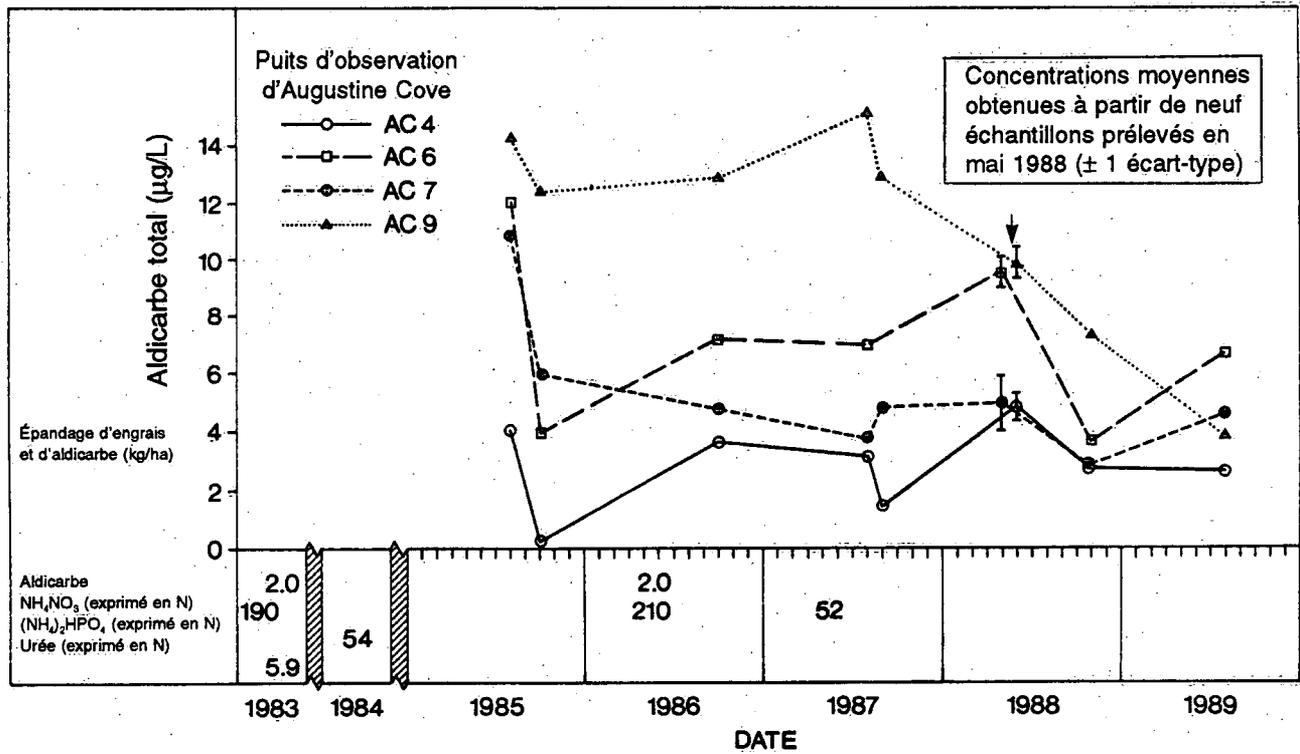


Figure 12. Concentrations d'aldicarbe total pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985-juliet 1989).

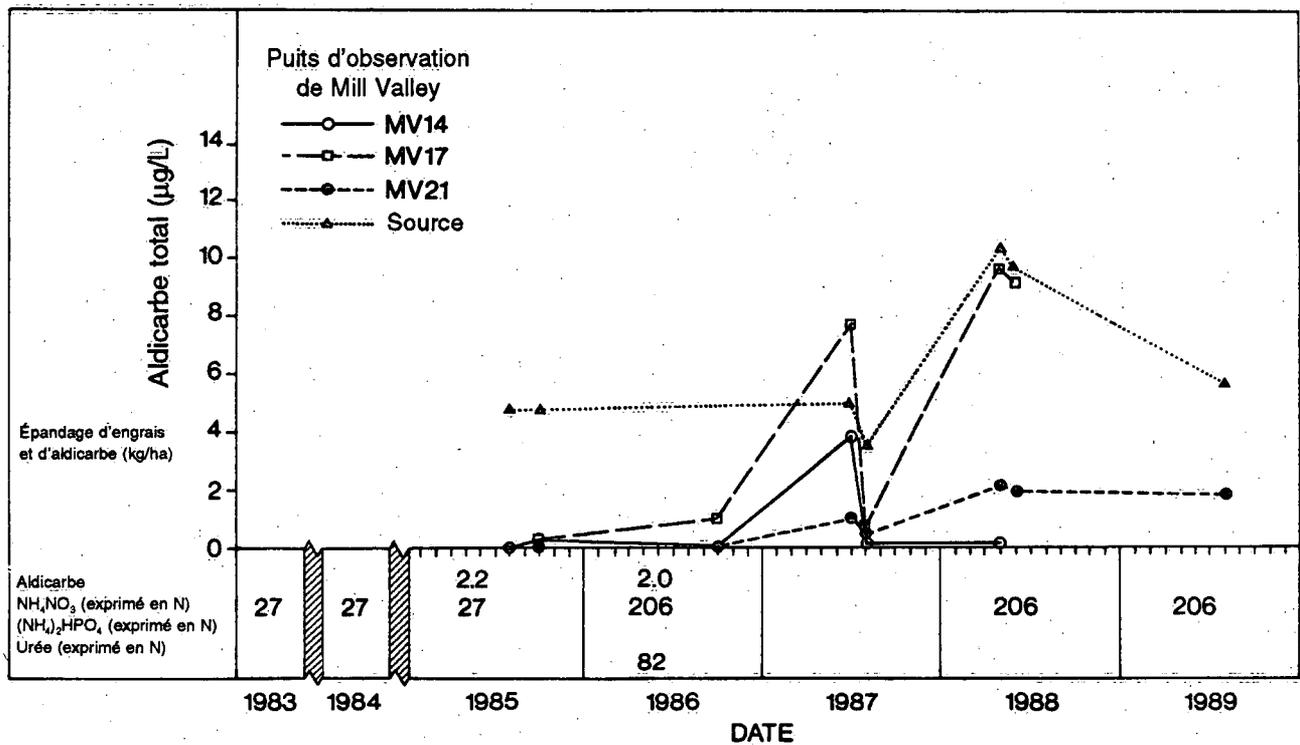


Figure 13. Concentrations d'aldicarbe total pour trois puits d'observation et pour la source de Mill Valley (juillet 1986-juliet 1989).

d'Augustine Cove pendant la période de cinq ans sur laquelle s'est étalé l'échantillonnage, même s'il n'y a eu qu'un seul épandage de pesticide au cours de cette période (mi-mai 1986). Dans le cas du site de Mill Valley, où deux épandages ont été effectués deux années de suite, on a observé une variabilité légèrement plus grande (1985 et 1986).

À l'exception de MV17 et de la source, il y avait peu de signes de contamination au site de Mill Valley avant l'échantillonnage de mai 1988. La concentration d'aldicarbe total de 7,7 µg/L mesurée au site de MV17 en juin et juillet 1987 était la plus élevée (plus de deux fois plus élevée), qui ait été relevée sur les piézomètres au site de Mill Valley, au cours d'un échantillonnage effectué avant mai 1988. Les concentrations étaient aussi relativement élevées dans le ruisseau qui coulait en contrebas du champ. D'après les données limitées dont on dispose, on conclut que dans la source, la concentration moyenne d'aldicarbe total se maintenait à 4,4 µg/L avant mai 1988. Il est possible que le système de fractures qui alimentent la source agisse à la manière d'un tuyau de drainage sous certaines parties du site de Mill Valley. Il se peut donc que le système de fractures recueille l'eau qui s'infiltré et la transporte latéralement, pour la rejeter dans la source au lieu de laisser s'infiltrer plus profondément l'eau de réapprovisionnement.

Ce sont les concentrations d'aldicarbe total enregistrées en mai 1988 qui étaient les plus élevées de toutes celles qui avaient été relevées au cours du programme de surveillance, malgré le fait que le dernier épandage d'aldicarbe avait eu lieu deux ans auparavant dans les deux champs. Il semble que l'aldicarbe se soit conservé dans la zone non saturée des deux champs, peut-être par diffusion dans la matrice et que pendant les périodes de réapprovisionnement intense de grandes quantités de pesticide soient entraînées jusqu'à la nappe phréatique. À d'autres moments de l'année, lorsque le réapprovisionnement est très faible, un flux réduit, plus constant de pesticide se rend de la zone non saturée jusqu'à la nappe phréatique.

À Mill Valley, il est possible que pendant le réapprovisionnement printanier, la capacité du système de fractures qui alimente la source soit dépassée de beaucoup. Les grandes quantités de pesticide extrait de la zone non saturée pendant la fonte du printemps peuvent suivre des trajectoires de décharge (en plus de celles qui sont situées près de la source et de MV17) qui ne sont pas normalement activées pendant le reste de l'année. Ce phénomène se manifeste par l'augmentation des concentrations totales d'aldicarbe relevées dans tous les piézomètres situés dans la zone de décharge en mai 1988.

On a également déterminé les concentrations d'aldicarbe dans des échantillons de sol non saturé prélevés sur le site d'Augustine Cove en 1988 (tableau C-7, annexe C). On a décelé des résidus d'aldicarbe dans seulement un tiers des échantillons prélevés dans la zone non saturée et les concentrations étaient faibles ( $\leq 1$  µg/L dans tous les cas). Il semble que peu d'aldicarbe reste dans les trois premiers mètres. Sept échantillons ont été prélevés à des profondeurs différentes à l'intérieur de cette couche de 3 m et un seul d'entre eux renfermait des résidus d'aldicarbe (0,5 µg/kg).

Peu d'échantillons provenant de la zone non saturée ont été prélevés dans le cadre de cette étude et il faut tenir compte de ce fait lorsqu'on interprète les observations susmentionnées. Il faudra échantillonner de manière plus exhaustive la zone non saturée avant de tirer des conclusions concrètes relatives à la présence des résidus d'aldicarbe dans la zone non saturée. Il sera entre autres nécessaire d'échantillonner le grès fracturé non saturé.

Les figures 14 et 15 représentent une série temporelle du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total pour les sites d'Augustine Cove et de Mill Valley. L'évolution du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total en fonction du temps est remarquablement cohérente dans le cas de ces deux sites. Dans le cas de certains piézomètres de Mill Valley, les points correspondant aux premières périodes d'échantillonnage n'ont pas été indiqués sur la courbe parce que l'aldicarbe n'avait pas été décelé dans les échantillons à ces moments. La variation des données relatives au site de Mill Valley est peut-être plus importante à cause des difficultés liées à la définition du rapport dans le cas des très faibles concentrations de  $ASO$  et de  $ASO_2$ .

Les rapports  $ASO_2$ /aldicarbe total mesurés sur l'Île-du-Prince-Édouard sont très différents du rapport moyen d'environ 0,4 signalé par Jones (1986) et de 0,31 signalé par Harkin et coll. (1986) pour les études réalisées aux États-Unis. Au site d'Augustine Cove, le rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total variait de 0,00 à 1,00, la moyenne étant de 0,73. Au site de Mill Valley, l'intervalle s'étendait de 0,33 à 1,00, avec une moyenne de 0,59. Les rapports  $ASO_2$ /aldicarbe total élevés mesurés dans les eaux souterraines de l'Île-du-Prince-Édouard peuvent s'expliquer par le fait que ces eaux sont très oxygénées et que leur pH est relativement faible, ce qui inhiberait l'hydrolyse des résidus de l'aldicarbe. L'abondance d'oxygène peut aussi favoriser l'oxydation catalysée par les microbes du  $ASO$  en  $ASO_2$ , déplaçant ainsi l'équilibre du système vers  $ASO_2$ . Au fur et à mesure que  $ASO$  s'oxyde en  $ASO_2$ , le rapport s'approche de 1,0.

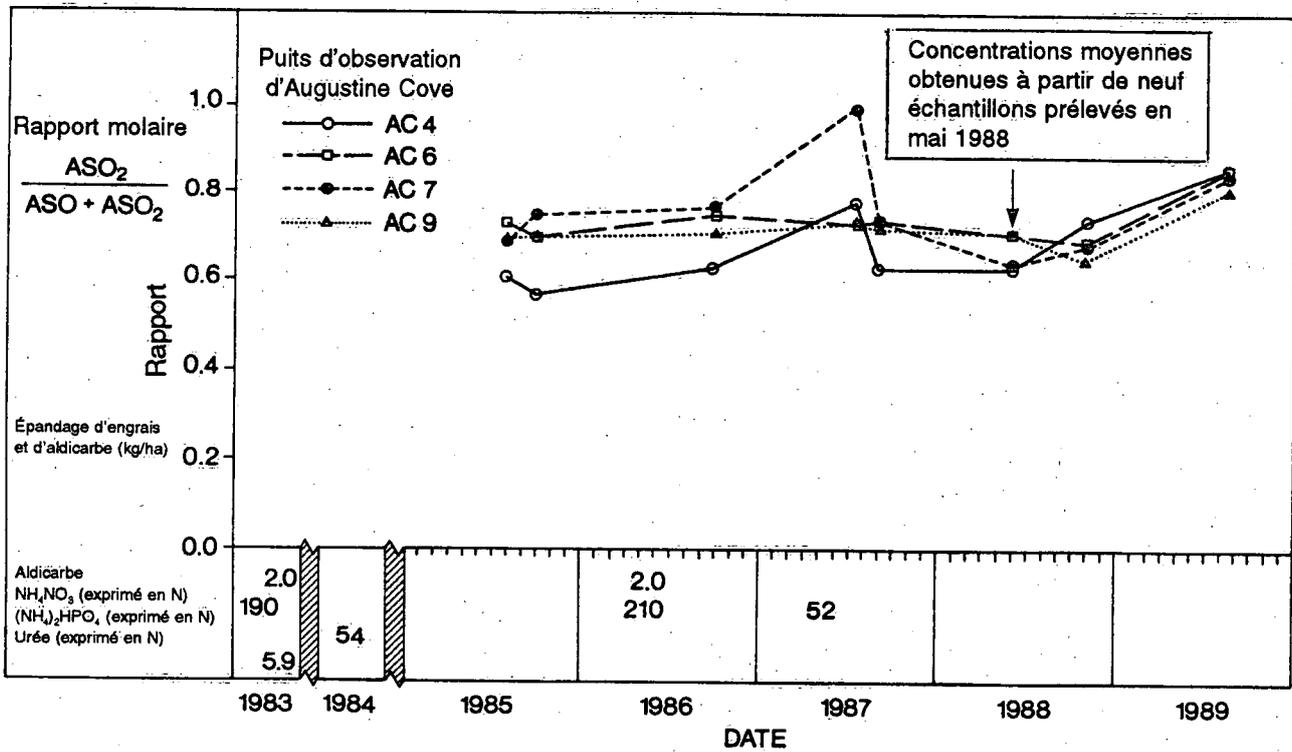


Figure 14. Rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985–juillet 1989). Les applications de pesticide et d'engrais sont indiquées le long du fond de la figure.

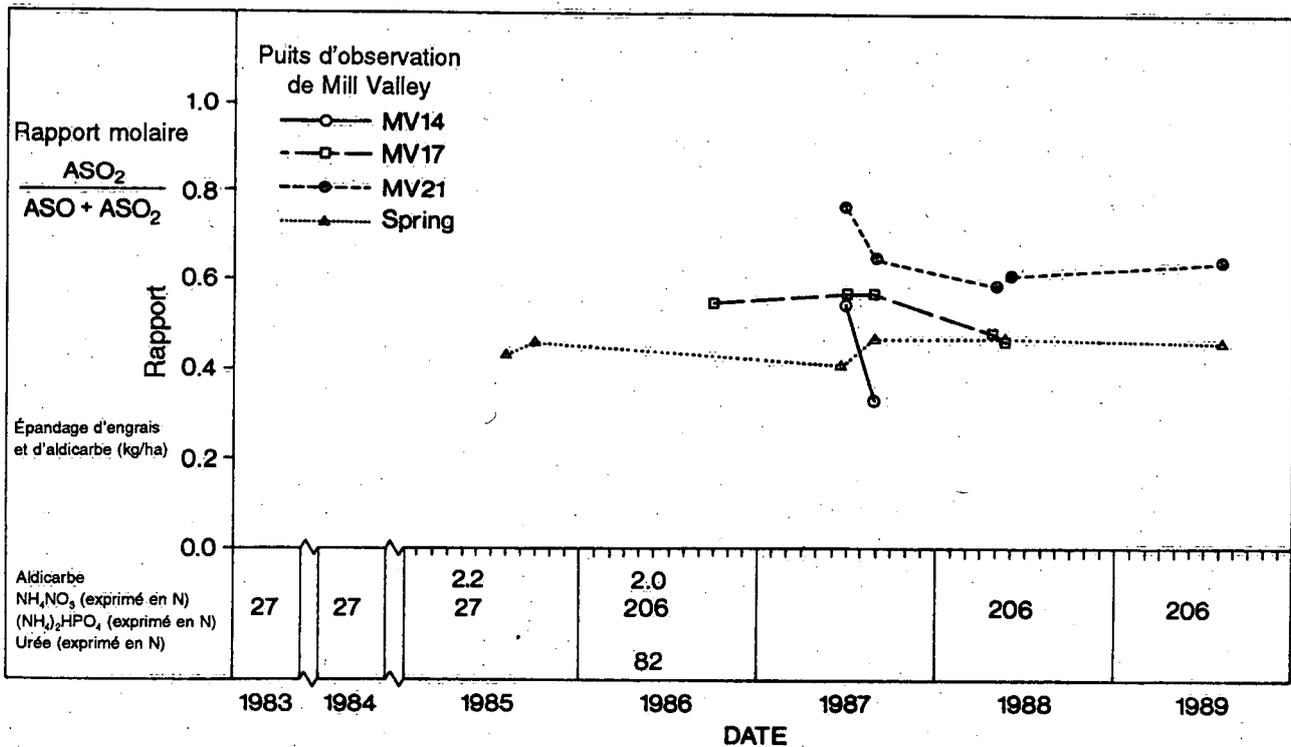


Figure 15. Rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total pour trois puits d'observation et la source de Mill Valley (juillet 1985–juillet 1989). Les applications de pesticide et d'engrais sont indiquées le long du fond de la figure.

## Concentrations de nitrate

Les concentrations de nitrate (figures 16 et 17) semblent suivre les mêmes tendances que l'aldicarbe. On considère également le nitrate comme un produit chimique non retardé, bien qu'il soit remarquablement persistant et que sa concentration reste relativement constante avec le temps. La baisse de concentration marquée au deuxième point d'échantillonnage d'Augustine Cove est aussi analogue à la chute notée dans le cas de l'aldicarbe. Les concentrations étaient généralement plus faibles au site d'Augustine Cove et à l'intérieur de chaque site, les concentrations étaient maximales dans le cas des piézomètres peu profonds situés dans les secteurs de décharge.

Les raisons des analogies entre l'aldicarbe et le nitrate peuvent être d'origine physique ou chimique. Il est possible que la mobilité et la nature non retardée du nitrate et des deux produits de filiation de l'aldicarbe leur donnent simplement des caractéristiques analogues en ce qui concerne la lixiviation. Toutefois, la nitrification des engrais à base d'ammoniaque, qui produit des ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), produit également des ions  $\text{H}^+$ , qui abaissent le pH de l'eau (équation 11). La baisse de pH résultant du processus de nitrification a tendance à inhiber la décomposition de l'aldicarbe dès que le pH se situe entre 4 et 6. Il est donc possible que les concentrations élevées de résidus d'aldicarbe et d'ions nitrate soient directement liées.

Les données recueillies au cours du présent programme d'échantillonnage (figure 18) montrent que les concentrations élevées d'aldicarbe total et de nitrate sont corrélées dans la zone saturée (Priddle et coll. 1988, 1989). La figure 18 est divisée en quatre quadrants par les lignes tirées à la concentration maximale acceptable (CMA) d'aldicarbe total ( $9 \mu\text{g/L}$ ) et pour le nitrate ( $10 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ ). Les points de la courbe situés dans le quadrant supérieur droit représentent des

échantillons présentant des concentrations d'aldicarbe total et de nitrate supérieures aux concentrations maximales acceptables. Les points de la courbe situés dans le quadrant inférieur droit représentent uniquement les échantillons dont la concentration d'aldicarbe seulement est inacceptable. Dans le cas de 10 des 11 échantillons présentant des concentrations inacceptables d'aldicarbe, les concentrations de nitrate étaient également supérieures à la concentration maximale acceptable ( $10 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ ). Il est donc possible d'utiliser le nitrate comme indicateur des puits domestiques susceptibles d'être contaminés par l'aldicarbe. Dans le cadre d'un échantillonnage exhaustif effectué à l'Île-du-Prince-Édouard, il suffirait de rechercher l'aldicarbe dans les puits où la concentration de nitrate est excessive.

## Variation à court terme

En mai 1988, on a procédé à des échantillonnages fréquents de quatre piézomètres du site d'Augustine Cove pour observer les fluctuations à court terme, d'un jour à l'autre, des concentrations d'aldicarbe et de nitrate total ainsi que dans le rapport des composés de l'aldicarbe. Les résultats des analyses sont présentés dans l'annexe C (tableau C-8) et les résultats obtenus pour le piézomètre AC6 sont indiqués sur la figure 19. Les variations à court terme qui ont été observées étaient mineures dans le cas des trois paramètres étudiés. Les écarts types relatifs pour l'aldicarbe total mesuré dans les quatre piézomètres testés variaient de 5,1 % à 18,8 %, la moyenne étant de 9,6 %. À titre de comparaison, dans le cas d'un échantillon étalon ( $10 \mu\text{g/L}$  de sulfoxyde d'aldicarbe et de sulfone d'aldicarbe) préparé en laboratoire et analysé quatre fois, on a obtenu un écart type relatif de 3,8 %. Les écarts types relatifs pour le rapport  $\text{ASO}_2/\text{aldicarbe total}$  dans les quatre piézomètres d'Augustine Cove étaient plus faibles. Ils variaient de 1,4 à 3,1 %, la moyenne étant de 1,9 %.

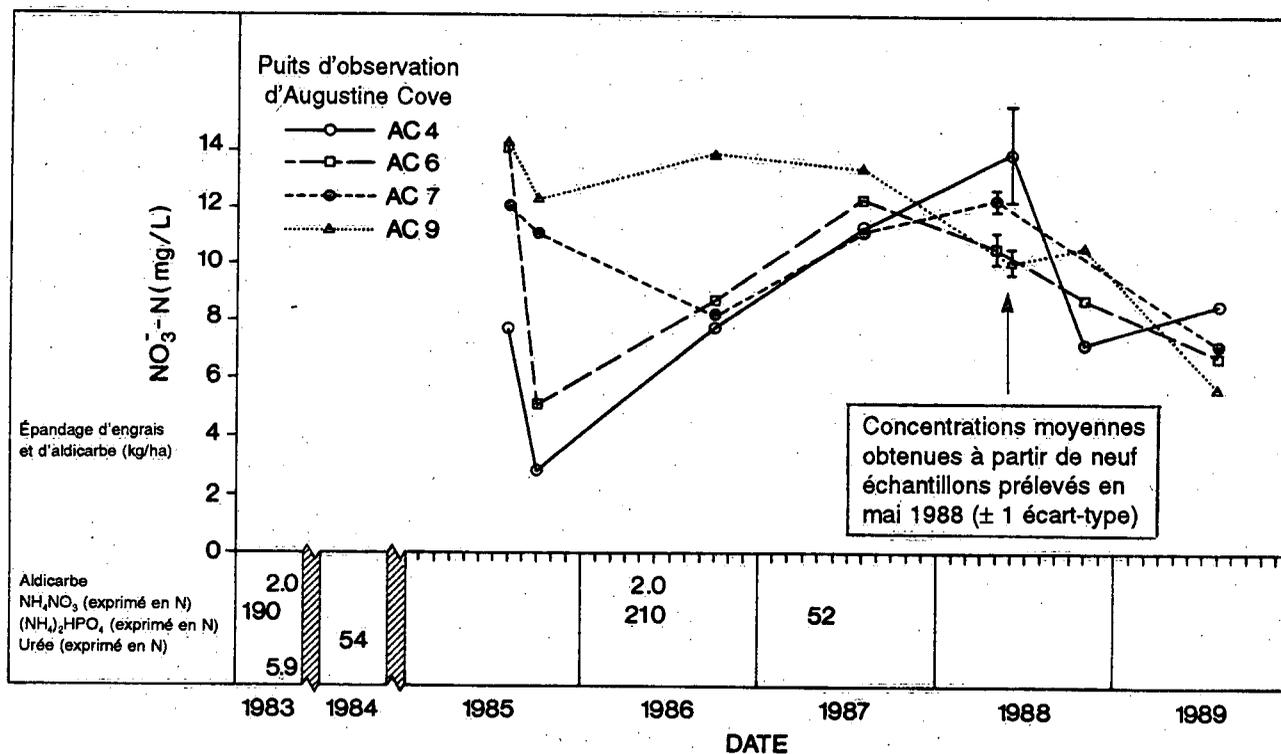


Figure 16. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) pour quatre puits d'observation à Augustine Cove (juillet 1985–juillet 1989). Les applications de pesticide et d'engrais sont indiquées le long du fond de la figure.

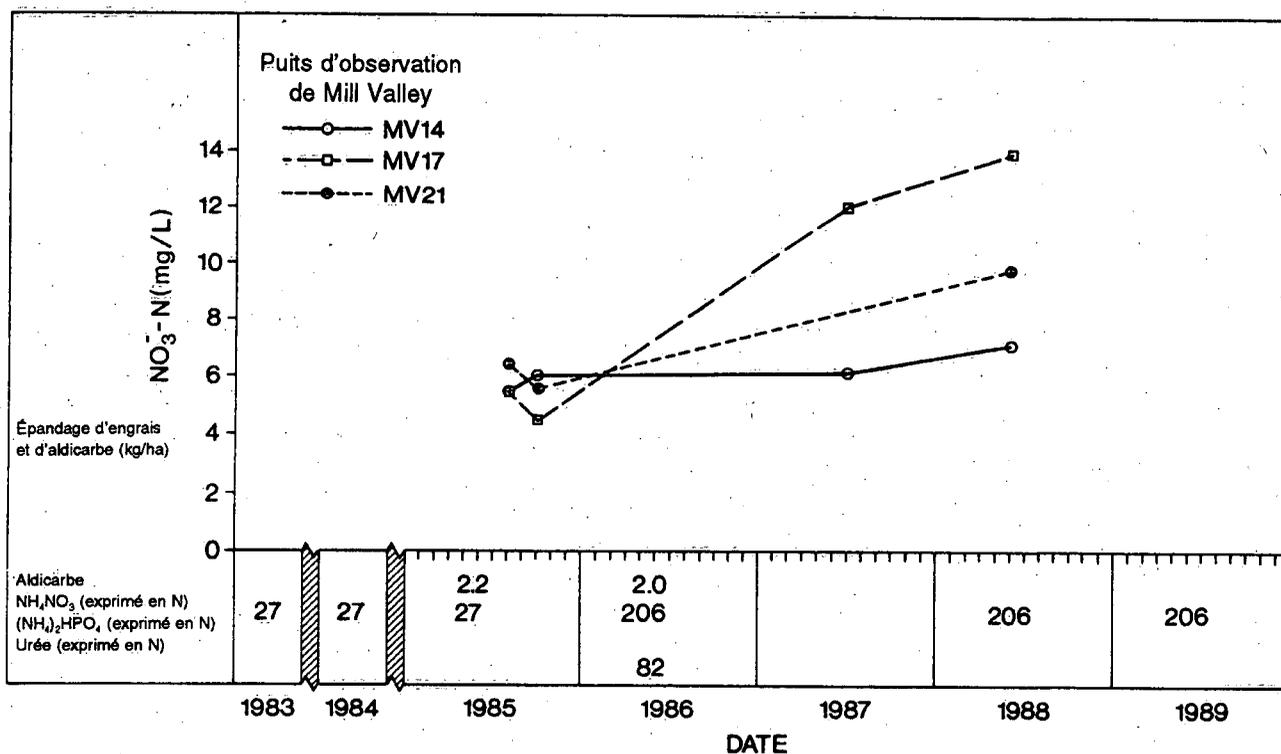


Figure 17. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) pour trois sites de Mill Valley (juillet 1985–mai 1988). Les applications de pesticide et d'engrais sont indiquées le long du fond de la figure.

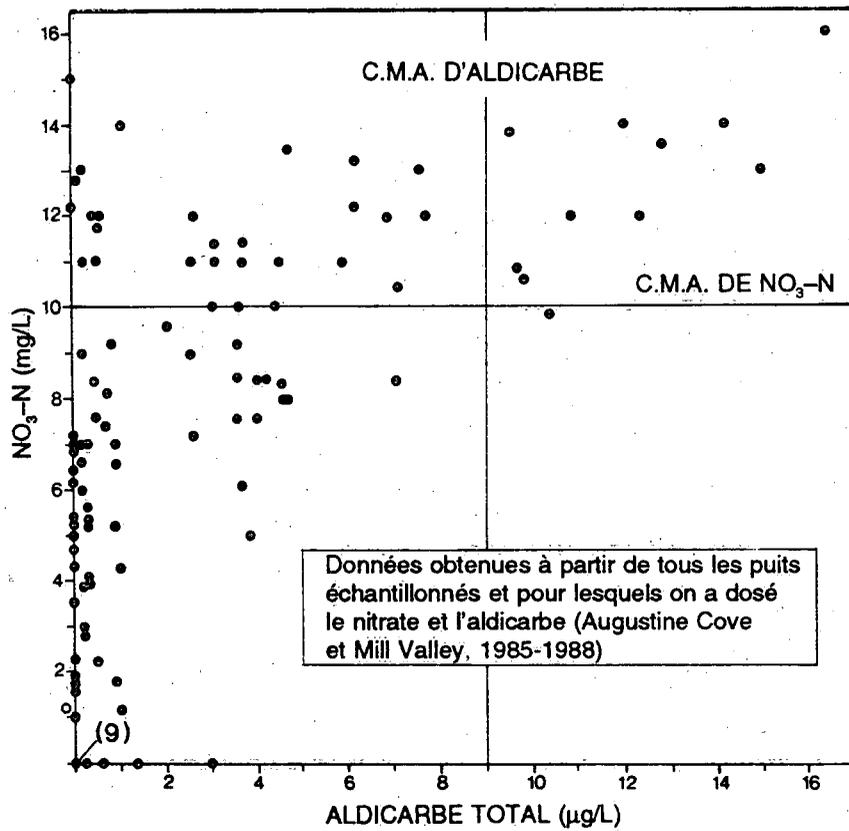


Figure 18. Concentrations de nitrate (exprimées en concentrations de N) en fonction des concentrations d'aldicarbe total pour les puits d'observation d'Augustine Cove et de Mill Valley (1985-1988) (d'après Priddle et coll. 1989).

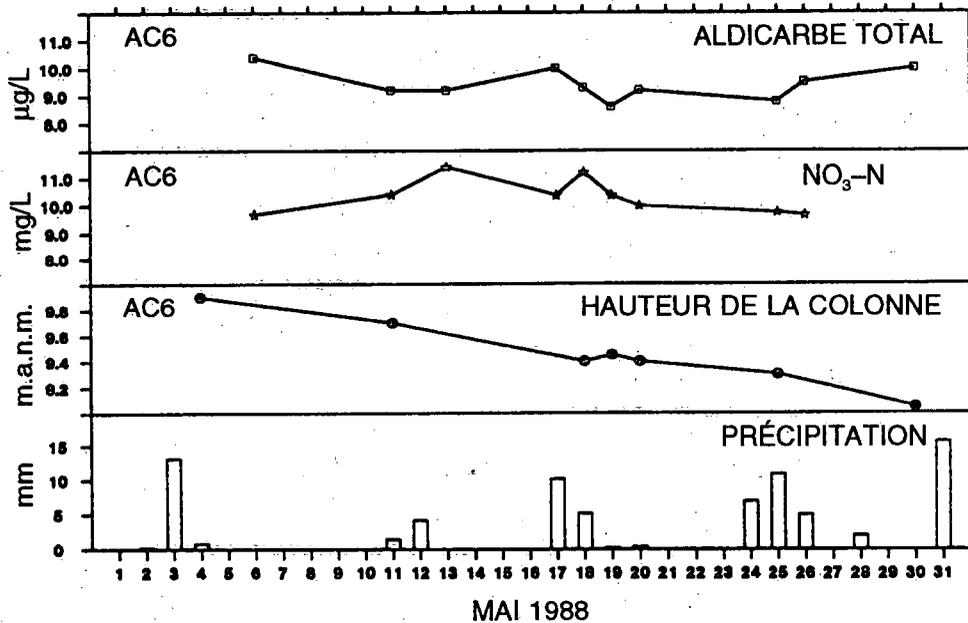


Figure 19. Variations à court terme des concentrations d'aldicarbe total, de nitrate et de la hauteur de la colonne hydraulique dans le puits d'observation AC6 à Augustine Cove (10 échantillons durant mai 1988) (d'après Priddle et coll. 1989).

## Modélisation

On a eu recours à deux modèles numériques pour simuler les processus qui régissent le devenir de l'aldicarbe dans le sous-sol des sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard. Le premier modèle, PHREEQE (Parkhurst et coll. 1980), un modèle géochimique, a été utilisé pour étudier l'effet de l'oxydation des engrais d'ammonium sur la demi-vie du sulfoxyde d'aldicarbe. Le second modèle, LEACHMP (Wagenet et Hutson 1987) est un code numérique applicable au transport de soluté et il a été utilisé pour déterminer les principaux facteurs qui régissent le devenir et la migration des résidus d'aldicarbe dans la zone non saturée. On ne donne qu'une très brève description du modèle PHREEQE avec les résultats des simulations. Une description plus détaillée du modèle LEACHMP accompagne les résultats obtenus avec ce modèle, sur lequel a surtout porté l'effort de modélisation.

### SIMULATIONS GÉOCHIMIQUES AVEC PHREEQE

#### Brève description de PHREEQE

Le modèle PHREEQE (pH-RE-dox-EQUilibrium-Equations) décrit une réaction géochimique et il est basé sur des conditions d'équilibre. Il est utile pour évaluer les conditions correspondant à l'équilibre des réactions chimiques dans la phase de solution. On n'a pas tenu compte des mécanismes intervenant dans le transport des composés chimiques.

Le modèle PHREEQE permet de simuler les phénomènes suivants :

1. formation de composés — détermination de la répartition de la masse dissoute en différents composés,
2. dissolution et précipitation — détermination de l'état de saturation des minéraux et des gaz et masse répartie entre les phases solide, aqueuse et gazeuse au fur et à mesure que le processus atteint l'équilibre
3. processus relatifs aux trajectoires des réactions — détermination des conditions d'équilibre en ce qui concerne l'ajout de réactifs à une solution, le mélange de deux solutions, les effets de la température sur une solution et le titrage d'une solution avec une autre.

Le modèle est basé sur le principe de l'action de masse et des équations d'équilibre des masses, des charges et de l'énergie. On produit un système d'équations à partir d'équations de bilan massique et d'action de masse pour chaque élément et composé présents, à l'exception de l'oxygène et de l'hydrogène. La contribution de l'oxygène et de l'hydrogène de la molécule d'eau rendent l'équilibre de masse difficile dans le cas de ces deux éléments dans des systèmes aqueux. Les équations d'équilibre de masse pour l'oxygène et l'hydrogène sont remplacées par une équation d'action de masse pour l'eau et une équation d'équilibre des charges pour la solution.

Des simulations peuvent être effectuées à pH fixe, auquel cas, la charge de la solution est laissée déséquilibrée. Il est également possible d'obtenir un équilibre des charges en sélectionnant un cation ou un anion qui sera ajouté à la solution en quantité suffisante pour équilibrer la charge de la solution.

Lorsqu'on simule des réactions d'oxydo-réduction, le modèle PHREEQE affecte une valeur appelée «valence opérationnelle» (VOP) à chaque élément qui peut changer d'état d'oxydation. Comme il n'est pas possible de créer ni de détruire des électrons, on assure le bilan électronique en ajustant la VOP des éléments intervenant dans les réactions d'oxydo-réduction de manière à ce que la valence nette de l'ensemble du système reste constante. Ainsi, il n'est pas nécessaire de disposer d'une équation d'équilibre des masses pour l'hydrogène et l'oxygène. Il en résulte que la quantité de ces deux éléments disponible à l'intérieur du système est illimitée sauf si le pH et le pe de la solution sont fixés.

#### Simulations avec PHREEQE

Le modèle PHREEQE a servi à étudier l'effet de l'oxydation des engrais à l'ammonium sur la persistance du sulfoxyde d'aldicarbe (ASO). Le pH à l'équilibre a été déterminé pour un échantillon d'eau pure à 10 °C, avec un pH initial de 7,5, au fur et à mesure que des quantités croissantes d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) étaient oxydées en azote ( $\text{N}_2$ ). La réaction avait lieu en présence de quantités variables de calcite ( $\text{CaCO}_3$ ), comme dans les unités de grès naturelles. Le pH résultant de la solution, prévu par le modèle PHREEQE, a alors été mis en relation avec la demi-vie de ASO au moyen des équations de demi-vie hydrolytique (équations 7-10) de Lightfoot et coll. (1987) pour établir une

relation indirecte entre l'ampleur de l'oxydation de l'ammonium et la demi-vie de ASO.

Dans la base de données PHREEQE, le composé principal pour l'élément, l'azote, a été converti, de l'ion nitrate existant ( $\text{NO}_3^-$ ), en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), et on a réécrit tous les composés pertinents renfermant de l'azote en fonction du  $\text{NH}_4^+$  plutôt qu'en fonction du  $\text{NO}_3^-$ . Pour les nouvelles équations, on a tiré les données thermodynamiques du CRC Handbook of Chemistry and Physics (Weast 1987).



On a laissé la réaction d'oxydation se poursuivre jusqu'à la transformation de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{N}_2$  (équation 12) plutôt que de  $\text{NH}_4^+$  jusqu'à  $\text{NO}_3^-$  (équation 13), même si la cinétique intervenant dans les réactions maintenait souvent une grande quantité d'azote sous forme de  $\text{NO}_3^-$  dans les eaux souterraines. On a laissé l'équation aller jusqu'au  $\text{N}_2$ , produit thermodynamiquement stable prévu par le modèle pour des conditions données.

La demi-réaction donnée dans l'équation 12 a été couplée avec la réduction de l'oxygène dans le modèle. On a souhaité fixer la quantité d'oxygène disponible en solution à une concentration d'environ 8 mg/L (concentration mesurée sur le terrain). Toutefois, le modèle PHREEQE permet seulement de mesurer le changement de la concentration de l'oxygène et de l'hydrogène dissous, et non pas celui de la masse totale. Ainsi, la quantité d'oxygène consommée lors de la simulation ne pouvait être limitée et on a laissé l'oxydation du  $\text{NH}_4^+$  se poursuivre jusqu'au bout.

L'acidité ( $\text{H}^+$ ) produite par l'oxydation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en azote ( $\text{N}_2$ ) est moindre que l'acidité qui aurait été obtenue si l'on avait laissé la réaction se poursuivre jusqu'à la transformation en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) (équations 12 et 13). Les suppositions simplificatrices (c.-à-d., réserve illimitée d'oxygène et sélection de la capacité neutralisante de la solution) nécessaires à la simulation interdisent toute interprétation strictement quantitative des résultats. Par conséquent, l'équation 12 devrait suffire à elle seule à expliquer qualitativement l'effet du degré d'oxydation des engrais à base d'ammonium sur la persistance de l'aldicarbe dans les eaux souterraines s'écoulant sous les sites étudiés sur l'Île-du-Prince-Édouard.

Une portion de l'acidité produite au cours de l'oxydation de l'ammonium est neutralisée par la dissolution de la calcite suivant les équations suivantes :



Pour les simulations, on a supposé que la concentration moyenne de calcium (44 mg/L =  $0,11 \times 10^{-2}$  mol/L) mesurée dans les eaux souterraines d'Augustine Cove en 1987 provenait entièrement de la dissolution du carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ). Bien que l'on ne sache pas clairement si cette quantité provient de la dissolution de la calcite présente dans la formation de grès ou de la chaux épandue directement sur le champ, la source des ions  $\text{Ca}^{2+}$  dissous n'influera pas sur les résultats des simulations. Cette concentration ( $0,11 \times 10^{-2}$  mol/L) a été considérée comme la quantité de calcite de base pouvant être dissoute.

En ce qui concerne la calcite, dans les simulations avec le modèle PHREEQE, la limite supérieure a été obtenue en effectuant un passage avec un milieu dans lequel une quantité illimitée de calcite pouvait être dissoute. D'autres passages ont été effectués, les quantités de calcite de base pouvant être dissoutes étant divisées par 10, 100 et 1000.

On a estimé que les concentrations d'ammonium dans l'eau s'infiltrant dans les sites étaient d'environ 0,001 M après l'épandage de l'engrais (Priddle et coll. 1988) et dans les simulations effectuées avec le modèle PHREEQE, l'oxydation de l'ammonium variait de nulle à l'oxydation de 0,1 M de  $\text{NH}_4^+$ .

Une représentation graphique des équations 7-10 est donnée à la figure 20 et les résultats des simulations effectuées à l'aide du modèle PHREEQE sont donnés dans les figures 21 et 22. La vitesse de décomposition de ASO dépend de la vitesse des réactions d'hydrolyse catalysées par une base ou un acide (équations 7 et 9, respectivement). À une température de 10 °C, le maximum de la courbe ASO correspond à un pH d'environ 5,6 sur la figure 20. À ce pH, la vitesse de décomposition de ASO, par des réactions d'hydrolyse catalysées par un acide ou une base, est minimale, ce qui donne une demi-vie maximale pour ASO. La ligne horizontale tirée à la figure 21 correspond à la valeur du pH pour laquelle la décomposition de ASO se situe au minimum (demi-vie maximale pour ASO). Pour des valeurs de pH plus élevées (au-dessus de la ligne horizontale de la figure 21), la réaction catalysée par la base prédomine de plus en plus et elle accélère la décomposition de ASO, dont la demi-vie est alors réduite. C'est également ce qui se produit dans le cas de pH faibles (sous la ligne horizontale de la figure 21), sauf que dans ce cas, c'est la réaction catalysée par l'acide qui prédomine de plus en plus. Sur la figure 21, on voit qu'au fur et à mesure que l'ammonium s'oxyde, le pH d'équilibre prévu par le modèle PHREEQE pour toutes les solutions (sauf dans le cas du « $\text{CaCO}_3$  illimité») est inférieur à celui qui

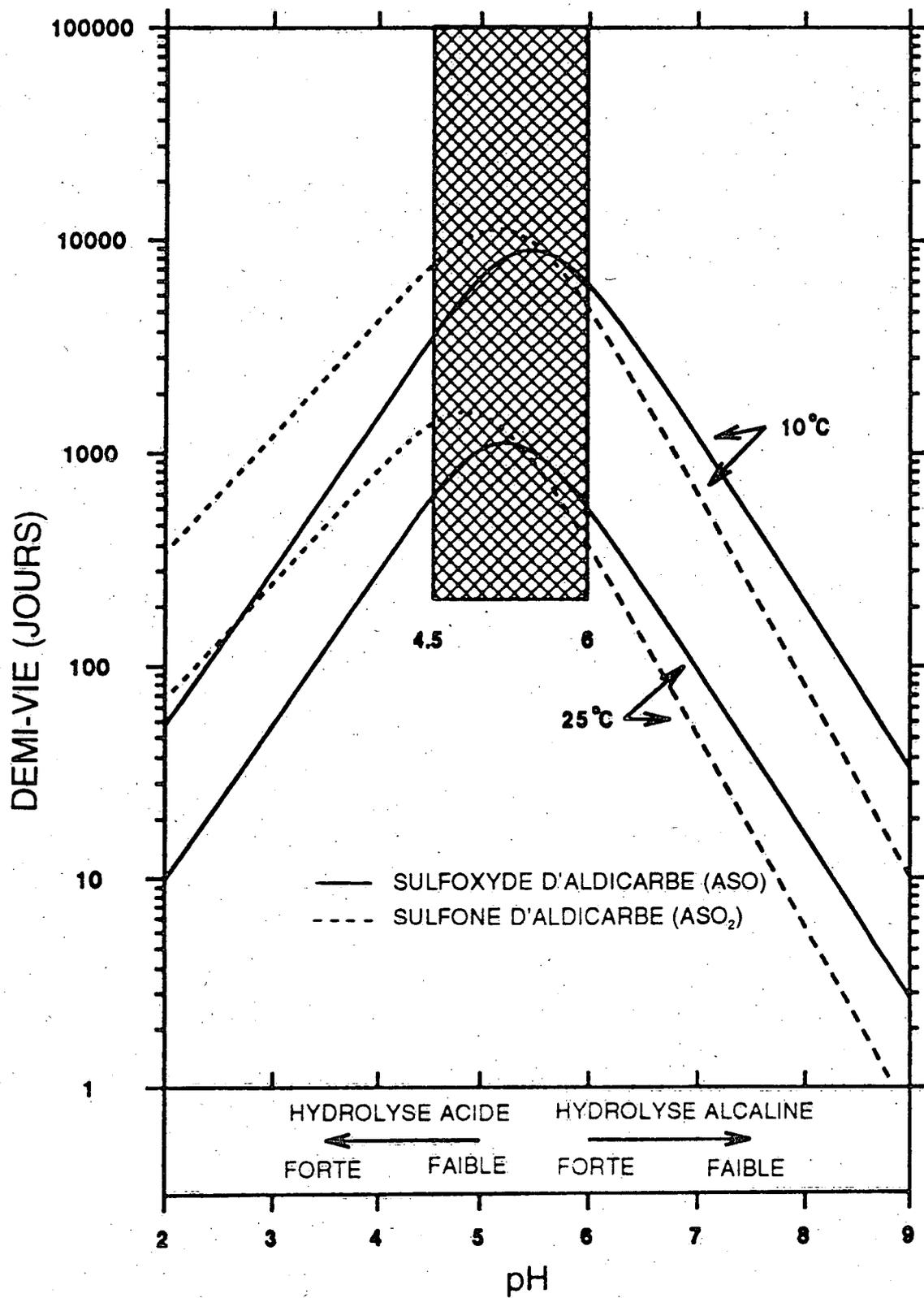


Figure 20. Effet de la température et du pH sur l'hydrolyse chimique du sulfoxyde d'aldicarbe et de la sulfone d'aldicarbe (d'après Priddle et coll. 1988).

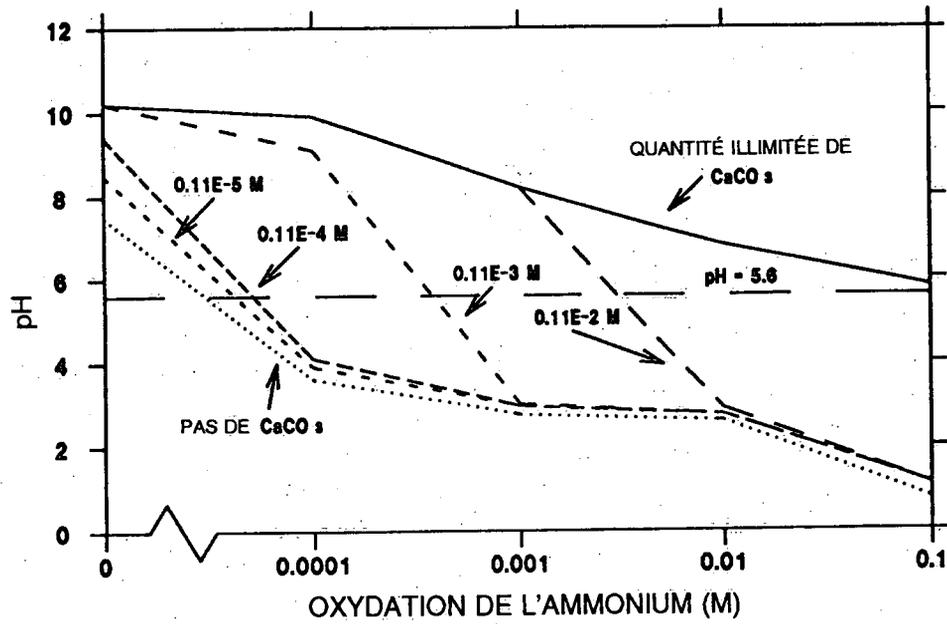


Figure 21. Effet de l'oxydation de l'ammonium sur le pH de solutions renfermant des quantités variables de calcite.

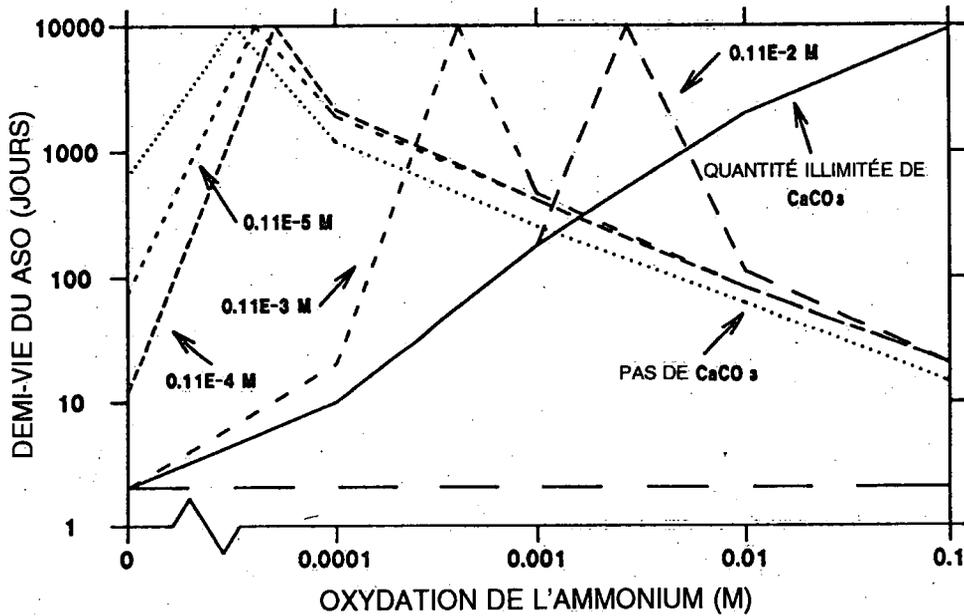


Figure 22. Effet de l'oxydation de l'ammonium sur la demi-vie du sulfoxyde d'aldicarbe dans des solutions contenant des quantités variables de calcite.

donnera une demi-vie maximale pour ASO. Plus le pH d'équilibre résultant est proche de la ligne horizontale, plus la persistance de ASO est élevée.

La figure 22 combine l'information présentée dans les figures 20 et 21. Pour une oxydation de l'ammonium donnée, le pH d'équilibre prévu par le modèle PHREEQE (déterminé d'après la figure 21) a servi à entrer la figure 20. On a alors déterminé la demi-vie résultante en traçant une ligne verticale reliant la valeur du pH sur l'abscisse à la ligne représentant la décomposition de ASO à 10 °C. On a ensuite tiré un trait horizontal jusqu'à l'axe des ordonnées et on a lu la demi-vie de ASO. Les résultats ainsi obtenus sont présentés dans la figure 22.

On peut illustrer l'effet de l'oxydation de l'ammonium sur la persistance de ASO sur la figure 22 en traçant un trait horizontal à partir du point correspondant à la demi-vie initiale de ASO pour une solution dans laquelle il n'y a pas d'oxydation de l'ammonium. Si la ligne correspondant à la solution s'élève au-dessus du trait horizontal, cela montre que l'oxydation de l'ammonium a un effet négatif sur la persistance de ASO. La demi-vie résultante de ASO est plus élevée en raison de l'oxydation de l'ammonium que sa demi-vie en l'absence d'oxydation de l'ammonium.

Il est possible de déterminer l'effet de l'oxydation de l'ammonium sur la persistance de ASO au site d'Augustine Cove d'après la figure 22. Les conditions qui correspondent le mieux à celles du site d'Augustine Cove sont les suivantes : il y a  $0,11 \times 10^{-2}$  M de  $\text{CaCO}_3$  pouvant être dissolu et 0,001 M d'ammonium pouvant être oxydé. En traçant une ligne horizontale au point de la demi-vie initiale de ASO (aucune oxydation de l'ammonium), dans le cas de la solution renfermant  $0,11 \times 10^{-2}$  M de  $\text{CaCO}_3$ , on peut voir que la ligne représentant  $0,11 \times 10^{-2}$  M de  $\text{CaCO}_3$  pouvant être dissolu s'élève au-dessus du trait horizontal pour toutes les concentrations d'ammonium oxydé indiquées sur la figure 22. La ligne horizontale indique qu'en l'absence d'oxydation de l'ammonium, la demi-vie prévue pour ASO serait d'environ 2 jours. Si la totalité de 0,001 M d'ammonium que l'on suppose disponible dans les eaux souterraines d'Augustine Cove est oxydée, alors la demi-vie prévue pour ASO passerait à environ 460 jours. Même s'il a fallu faire plusieurs suppositions simplificatrices pour effectuer les simulations, les résultats obtenus avec le modèle PHREEQE révèlent qualitativement que l'oxydation des engrais à base d'ammonium peut faire augmenter de beaucoup la persistance des résidus d'aldicarbe dans les eaux souterraines des sites étudiés sur l'Île-du-Prince-Édouard.

## SIMULATIONS AVEC LEACHMP

### Classification des modèles de transport des solutés

Il existe trois catégories de modèles mathématiques : les modèles éducationnels, les modèles de gestion et les modèles de recherche. Chaque catégorie de modèle se distingue d'après ce qui suit (Wagenet 1986) :

1. la mesure dans laquelle ils décrivent les procédés de base qui interviennent,
2. la justesse des simulations,
3. la quantité d'intrants de caractérisation nécessaires.

Les modèles éducationnels sont les plus simples des trois types et ils ne s'appliquent qu'à un nombre limité de situations presque idéales (p. ex., conditions constantes, profil de sol homogène). Les processus sont décrits avec simplicité et les données de caractérisation nécessaires sont limitées à quelques paramètres seulement. Les résultats obtenus avec les modèles ne fournissent que de l'information qualitative.

Les modèles de gestion vont au-delà des modèles éducationnels parce qu'ils décrivent les processus de manière plus détaillée. Ils nécessitent un plus grand nombre de données (sans être restrictifs) et fournissent des résultats semi-quantitatifs. Ces modèles sont conçus pour guider la gestion et pour que les résultats soient présentés de manière à pouvoir être interprétés rapidement.

La troisième catégorie est le modèle de recherche. Les modèles de recherche visent à décrire les processus de la manière la plus détaillée possible. Ils nécessitent donc souvent un grand nombre d'intrants de caractérisation, dont certains peuvent être difficiles à obtenir. Les modèles de recherche fournissent des résultats qui sont plus justes, quantitativement, que les résultats obtenus à partir des modèles de gestion ou des modèles éducationnels. Toutefois, leur utilisation est souvent plus encombrante (c.-à-d. que les séries de données sont plus difficiles à mettre en formule et que des temps d'exécution plus élevés sont nécessaires).

On a considéré deux modèles, LEACHMP et PRZM, pour simuler le transport des solutés. On a comparé les modèles PRZM et LEACHMP (Mutch 1988) et, à partir de cette comparaison, on a choisi le modèle LEACHMP comme étant le plus approprié pour les simulations.

## Description de LEACHMP

Le modèle LEACHMP (Leaching Estimation And Chemistry Model-Pesticides) est l'un des trois modèles de transport des solutés incorporés dans LEACHM (Wagenet et Hutson 1987). Les trois modèles contenus dans LEACHM décrivent le transport de l'azote (LEACHMN), des sels inorganiques (LEACHMS) et des pesticides (LEACHMP) dans la zone non saturée d'un profil de sol. Les modèles sont utilisés indépendamment et ils sont regroupés en raison des nombreuses sous-routines qui leur sont communes. La description qui suit ne s'applique qu'au modèle LEACHMP.

LEACHMP est considéré comme un modèle de recherche et de gestion. On l'a formulé pour décrire les processus naturels de manière suffisamment détaillée pour fournir des résultats utiles et exacts, tout en limitant la quantité et la complexité des intrants nécessaires. On voulait également que les extrants soient organisés de manière à pouvoir être interprétés rapidement et simplement, et à fournir ainsi aux gestionnaires un instrument facile à utiliser et à comprendre.

LEACHMP est un modèle unidimensionnel, compartimenté, avec différence finie, de transport des solutés applicable à la zone non saturée (vadose). On peut se le représenter comme une petite colonne qui pénètre dans la zone non saturée et, si l'on veut, dans la zone saturée. La colonne est divisée en un certain nombre de petits compartiments empilés les uns sur les autres. Un compartiment supplémentaire est ajouté au bas et sur le dessus de la colonne simulée pour permettre d'établir les limites souhaitées pour la simulation. On peut attribuer différents paramètres à chaque compartiment pour que le modèle permette de simuler des sols présentant différentes couches.

L'élaboration du modèle est basée sur les principes fondamentaux relatifs au mouvement de l'eau et des solutés en milieu poreux. L'écoulement modélisé de l'eau est basé sur l'équation de Richards (la loi de Darcy et l'équation de continuité), l'écoulement de l'eau étant régi par les courbes caractéristiques du sol. Ces courbes relient la rétention et la conductivité du sol à son potentiel de matrice.

Le transport des pesticides est couplé à la portion du modèle correspondant à l'écoulement de l'eau au moyen d'une équation advective-dispersive. Le pesticide est surtout transporté par advection dans l'eau qui s'écoule. Le modèle tient également compte des mécanismes de transport secondaires par dispersion et diffusion. L'atténuation des pesticides est représentée dans le modèle avec des équations décrivant la sorption d'équilibre (linéaire et réversible),

la décomposition chimique ou biologique (premier ordre) et la volatilisation du pesticide.

Les équations de différence finie dans le modèle sont résolues au moyen d'une technique de résolution implicite (Crank-Nicolson) et la nature unidimensionnelle du modèle conduit à la formation de matrices tridiagonales qui sont rapidement résolues par élimination gaussienne. Dans le cas de LEACHMP, l'intervalle de temps est variable et il est possible de traiter avec ce modèle des données climatiques transitoires, des épandages multiples de pesticide et des conditions limites variables.

Au début de chaque journée, LEACHMP simule à la fois la croissance des racines et du couvert (GROWTH) et ces résultats servent à évaluer l'évapotranspiration (POTET et ETRANS) ainsi que l'absorption de l'eau et du pesticide (WUPTAK et PSINK) au sein du système. L'équation qui décrit l'écoulement de l'eau (WATFLO) est résolue en fonction des limites de surface et de fond spécifiées par le modélisateur et le flux d'eau déterminé par le sous-programme WATFLO sert à calculer le flux de soluté (SOLUTE). La décomposition des pesticides est prise en compte dans PSINK et les résultats sont acheminés vers les fichiers d'extrants. Les totaux cumulatifs correspondant à un grand nombre des paramètres modélisés sont acheminés jusqu'aux fichiers d'extrants et des contrôles de bilan massique sont effectués pour vérifier l'exactitude de la simulation. Un diagramme de fonctionnement de LEACHMP est représenté à la figure 23.

### Série d'intrants de caractérisation et préparation du modèle

LEACHMP nécessite des données de quatre types : conditions climatiques, paramètres relatifs au sol, caractéristiques chimiques du pesticide et pratiques de gestion agricole. Les données nécessaires à l'étude de l'aldicarbe sur l'Île-du-Prince-Édouard ont été obtenues à partir d'un certain nombre de sources. Les données climatiques ont été obtenues aux stations météorologiques de Summerside (précipitations) et de Charlottetown (évaporation à partir du bac évaporatoire) pour la période 1983-1988. Les paramètres relatifs au sol nécessaires à l'application du modèle ont été tirés de MacDougall et coll. (1981) (tableau 1) et les agriculteurs ont fourni des renseignements sur les pratiques d'exploitation qu'ils utilisaient sur les sites étudiés. On a obtenu de l'information chimique au sujet de l'aldicarbe auprès d'un certain nombre de sources, y compris Carsel et coll. (1984), Enfield et coll. (1982), et Zhong et coll. (1986). D'autres paramètres ont été choisis pour le modèle sur les conseils de John Hutson

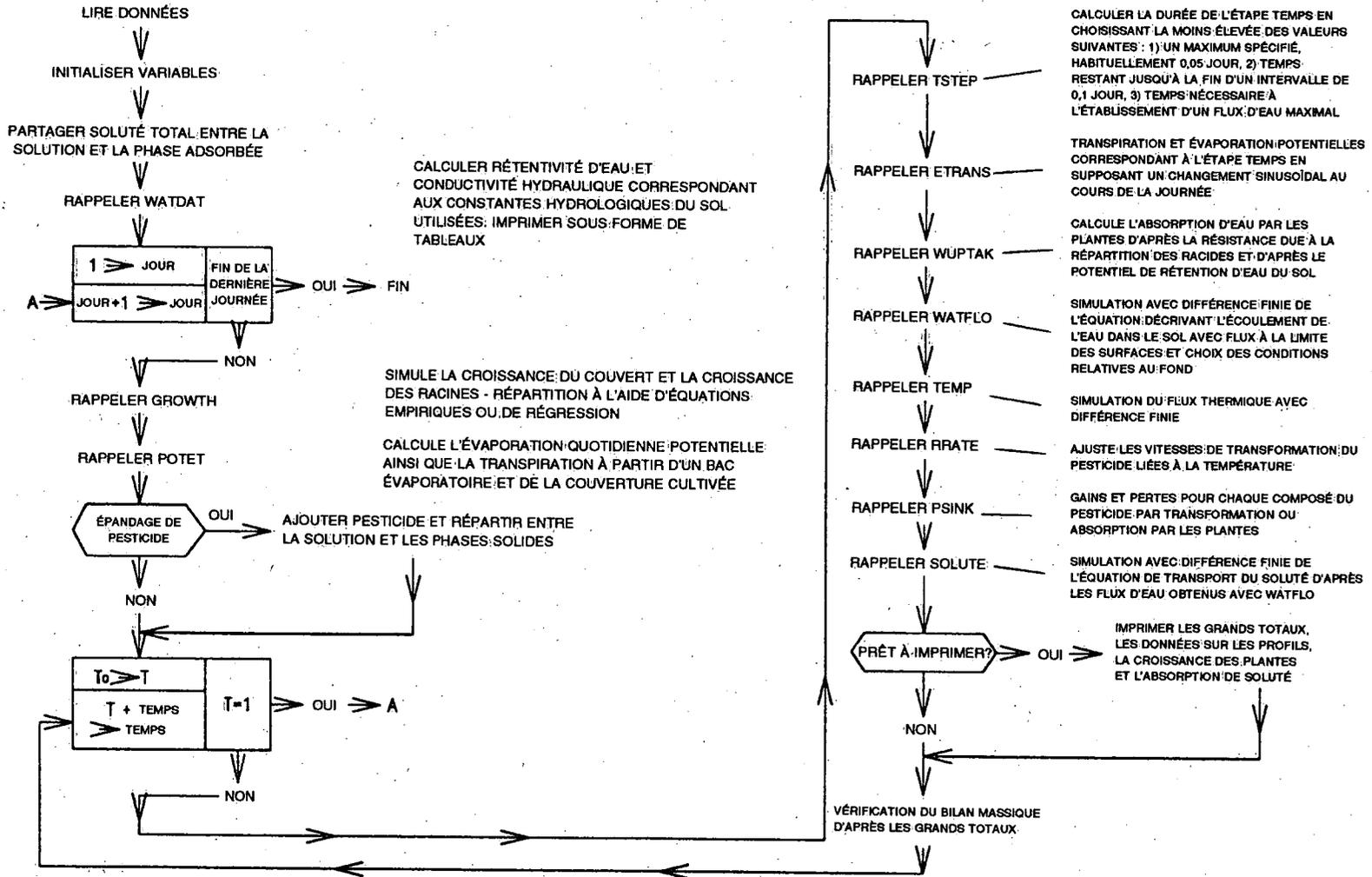


Figure 23. Schéma de fonctionnement pour LEACHMP

1988, Department of Agronomy, Cornell University, comm. pers.), l'un des auteurs de LEACHM.

Le modèle a été préparé pour simuler le profil d'une colonne de sol de 4,4 m présentant 44 compartiments ayant chacun 100 mm d'épaisseur. Une nappe phréatique a été placée à une profondeur de 3,0 m pour simuler les conditions régnant dans la zone de décharge du site d'Augustine Cove (figure 6a). On a supposé que le profil initial du sol (1<sup>er</sup> janvier 1983) était exempt de résidus d'aldicarbe. On a spécifié que la récolte était constante et que le modèle prévoyait l'absorption d'eau seulement par la plante. Le pesticide se décomposait à l'état dissous comme à l'état sorbé.

### ÉTALONNAGE DE LEACHMP

Les données recueillies sur le site d'Augustine Cove (tableau C-4, annexe C) ont été utilisées pour étalonner LEACHMP. Deux critères ont été choisis pour l'étalonnage de LEACHMP. Ce modèle devrait permettre de mesurer une concentration d'aldicarbe total et un rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total qui concordent avec les valeurs observées sur le terrain au cours du programme de surveillance. Une profondeur d'observation de 3,25 m a été choisie pour l'étalonnage du modèle. Cette profondeur se situe juste au-dessous de la nappe phréatique (3,00 m) et les concentrations prévues pour cette profondeur devraient correspondre aux données obtenues sur le terrain dans la zone saturée.

#### Étalonnage pour la période 1983-1985

La période initiale de simulation pour la tentative d'étalonnage a été fixée du 1<sup>er</sup> janvier 1983 au 31 décembre 1985 et les simulations ont été conçues pour étalonner les prévisions fournies par le modèle en fonction des données obtenues sur le terrain en juillet et en septembre 1985. Les valeurs initiales pour les constantes de vitesse de décomposition ont été tirées de Zhong et coll. (1986).

1.  $K_1^*$  - oxydation de AS en  $ASO$ .
2.  $K_2$  - oxydation de  $ASO$  en  $ASO_2$ .
3.  $K_1$  - hydrolyse de AS en un produit de décomposition moins toxique.
4.  $K_2$  - hydrolyse de  $ASO$  en un produit de décomposition moins toxique.
5.  $K_3$  - hydrolyse de  $ASO_2$  en un produit de décomposition moins toxique.

Les valeurs des constantes de vitesse et de dispersivité ont été ajustées pour étalonner les résultats fournis par le modèle en fonction des données relevées sur le terrain. Les résultats obtenus à une profondeur de 0,25 m sous la nappe phréatique sont représentés dans les figures 24 et 25 et ils correspondaient à une valeur de dispersivité de 0,10 m. D'après les données indiquées à la figure 26, il semble que cette valeur de la dispersivité soit raisonnable étant donné l'échelle de la simulation (4,4 m). Les valeurs des constantes de vitesse sont représentées à la figure 25. On a obtenu une concordance raisonnable entre les résultats prévus et la moyenne des données recueillies sur le terrain de la concentration totale de pesticide et du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total.

#### Étalonnage pour la période 1983-1987

Après avoir étalonné le modèle en fonction de la première série de données, on a prolongé la période de simulation de manière à inclure 1986 et 1987 et à couvrir ainsi un intervalle de temps comportant trois séries de données supplémentaires. Un autre épandage a également été effectué au cours du prolongement de la période de simulation (en mai 1986). Le moment de ce traitement est indiqué sur la figure 27.

Les constantes de vitesse obtenues lors de la première phase de l'étalonnage (1983-1985), décrite dans la section précédente, ont été utilisées dans la simulation initiale basée sur l'intervalle de temps prolongé (1983-1987). Toutefois, les résultats de la simulation n'étaient pas satisfaisants et une deuxième série de simulations d'étalonnage a été effectuée avec différentes constantes de vitesse. Les résultats de la deuxième phase de l'étalonnage sont indiqués dans les figures 27 et 28.

Les résultats prévus se situent tous à l'intérieur de l'intervalle des données recueillies sur le terrain, sauf dans le cas du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total pour août 1987. Toutefois, les différences entre les valeurs calculées et la moyenne des valeurs observées (indiquée par un «x» sur les figures 27 et 28) étaient importantes dans le cas des données correspondant à 1987.

La figure 27 présente un pic important de pesticide qui se déplace au-delà de la profondeur prévue d'observation de 3,25 m au cours de 1984 et 1985. Les concentrations prévues d'aldicarbe total sont proches de la moyenne observée dans les données recueillies lors de l'échantillonnage de 1985. Toutefois, les concentrations prévues sont inférieures à la valeur moyenne observée sur le terrain en 1986.

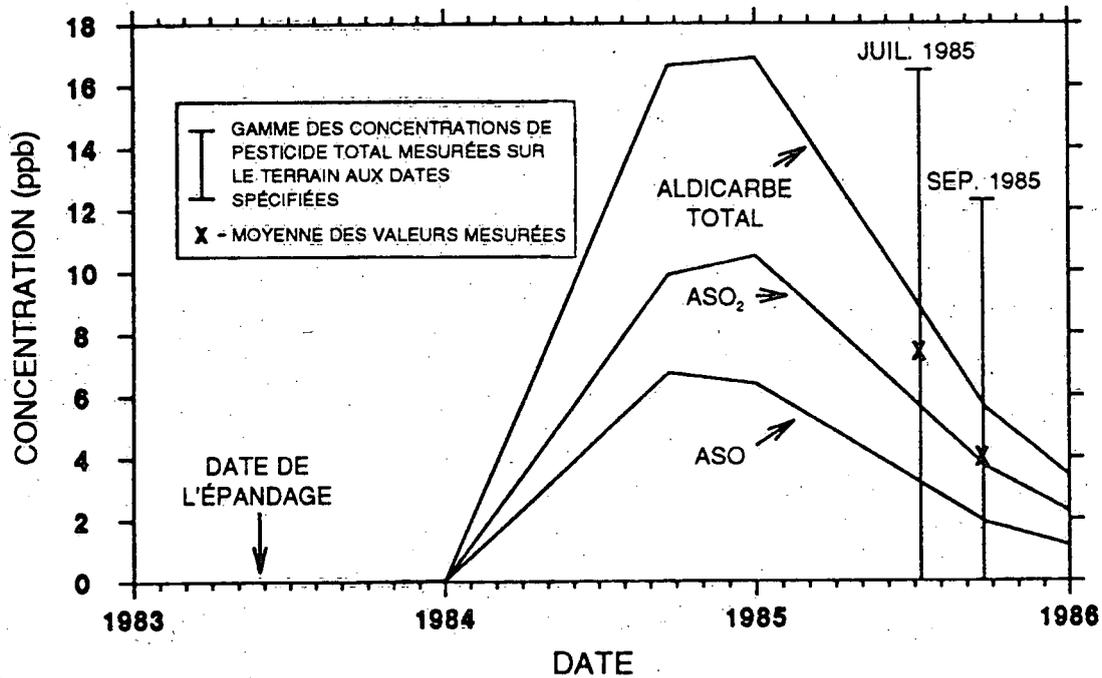


Figure 24. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la

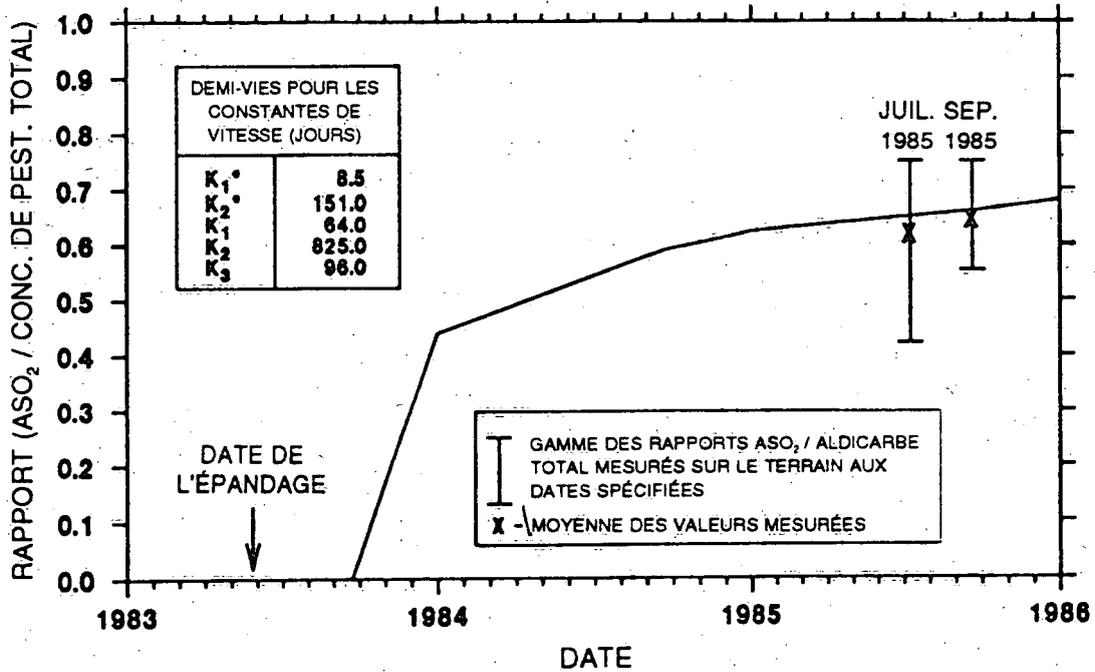


Figure 25. Rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total prévus à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et la gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1985, avec  $\alpha = 0,10$  m).

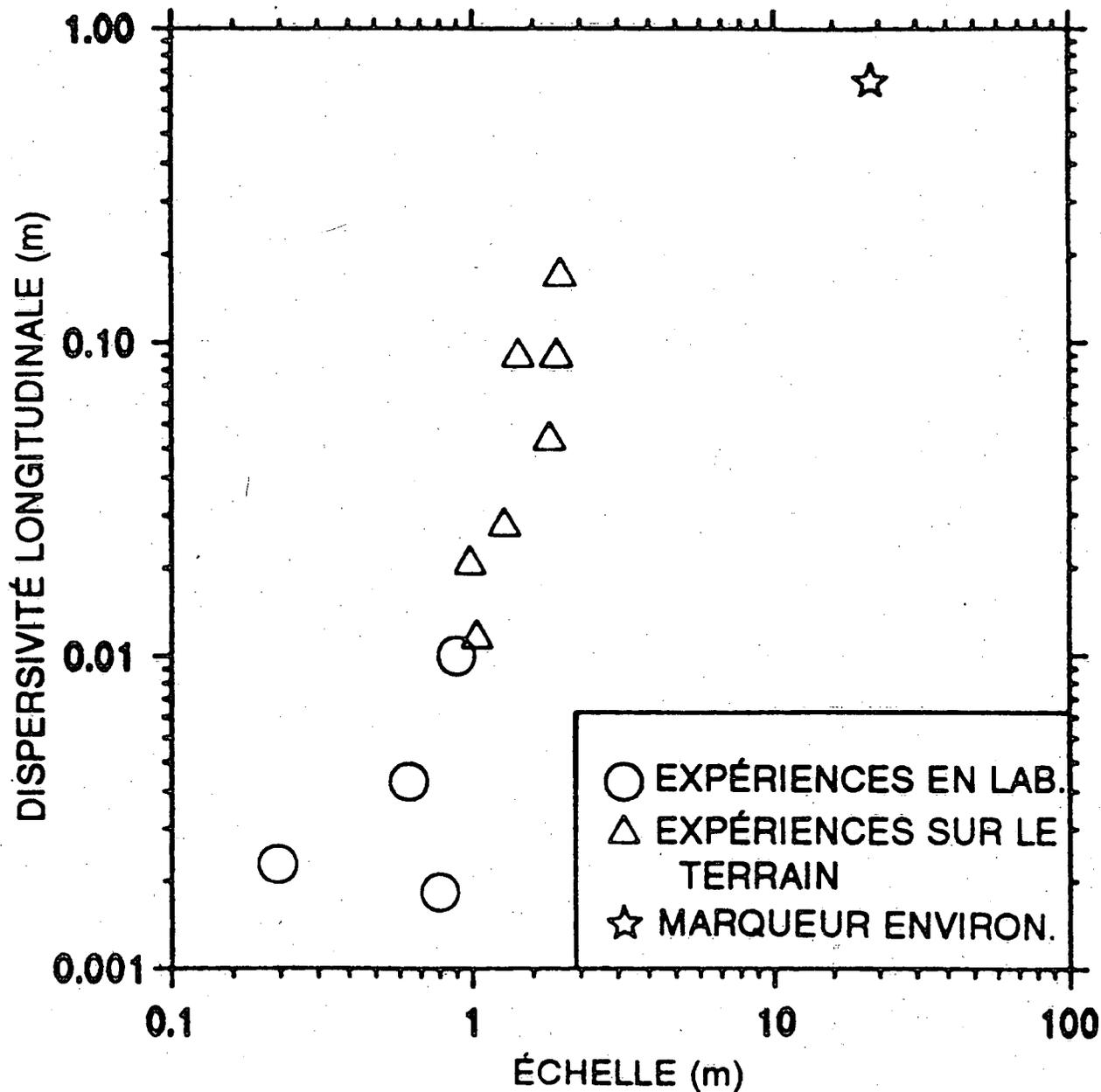


Figure 26. Courbe de l'échelle d'observation en fonction de la dispersivité longitudinale pour la zone non saturée (d'après Tennessee Valley Authority 1985).

Afin d'accroître la concentration d'aldicarbe total en 1986 (pour obtenir une meilleure correspondance avec la moyenne observée), on a abaissé les constantes de vitesse pour tout le profil de sol de manière à obtenir des demi-vies plus longues pour les trois composés de l'aldicarbe. Cependant, avec ces demi-vies plus élevées, le modèle prévoyait des concentrations d'aldicarbe total bien plus importantes que la valeur moyenne observée lors de l'échantillonnage de 1987 et les résultats de ces simulations ne sont pas indiqués. Les concentrations et les rapports prévus qui

sont donnés dans les figures 27 et 28 représentent le meilleur appariement pour les données recueillies sur le terrain en 1986, tout en respectant l'intervalle des données recueillies sur le terrain.

Les résultats obtenus pour le rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total (figure 28) étaient proches des valeurs moyennes observées, contrairement aux résultats prévus pour la concentration d'aldicarbe total. On en a conclu que la simulation ne pouvait être considérée comme un étalonnage réussi du modèle.

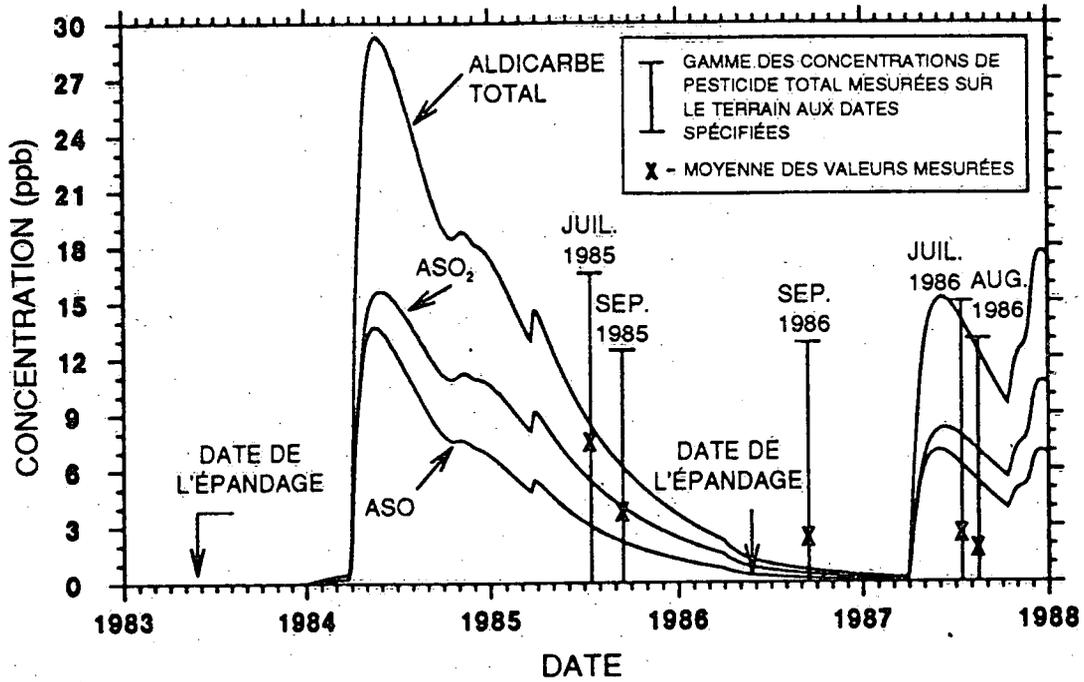


Figure 27. Valeurs prévues de la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987).

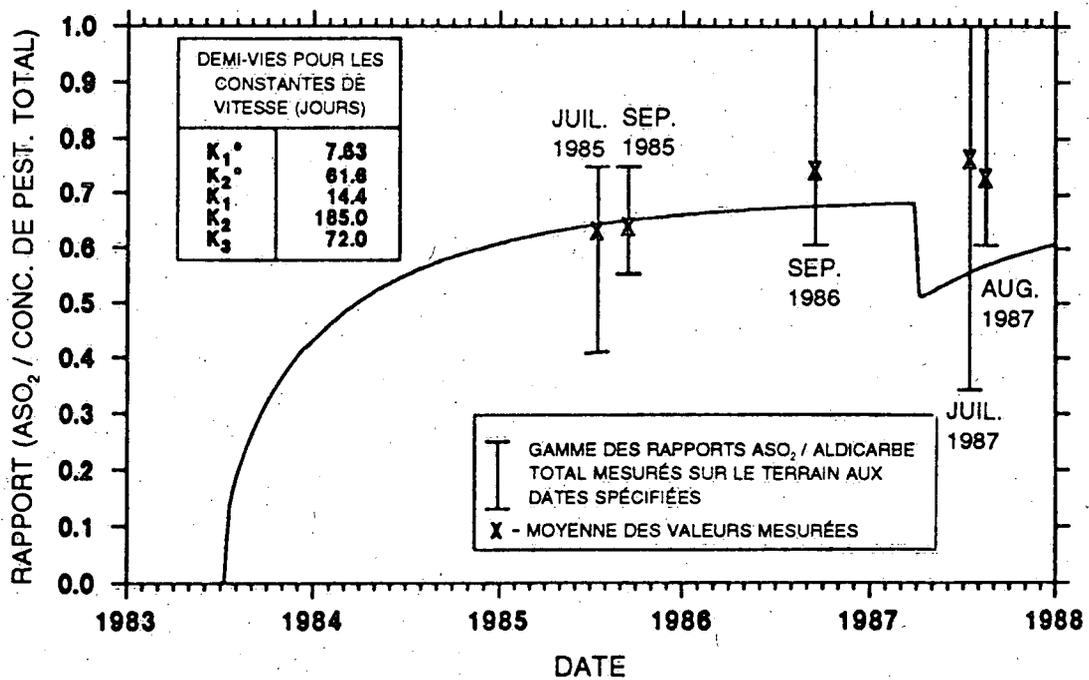


Figure 28. Rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987).

## Ajustement des valeurs d'entrée d'air et des constantes de vitesse en profondeur

Les concentrations mesurées sur le terrain dans chaque puits (figure 12) sont relativement constantes pendant toute la période d'échantillonnage, signe qu'il existe peut-être un mécanisme de stockage du pesticide. D'après le modèle, on prévoit de larges pics pour les concentrations de pesticide qui deviennent négligeables pendant une partie de la période de simulation.

Afin de simuler les propriétés apparentes de stockage du système réel, on fait diminuer les valeurs d'entrées d'air (paramètre qui définit la courbe de rétention d'un sol) pour le sol simulé afin de permettre au sol de retenir davantage d'eau pour une succion de matrice donnée. En outre, les constantes de vitesse en profondeur (> 400 mm) ont été réduites par rapport aux valeurs adoptées pour la couche de surface, ce qui s'est traduit par une plus grande persistance en profondeur. On peut raisonnablement s'attendre à ce que les constantes de vitesse diminuent avec la profondeur parce que l'oxydation de AS en ASO est catalysée par les microbes. Normalement, la vitesse des réactions d'oxydation diminuera au fur et à mesure que les populations microbiennes qui catalysent ces réactions se raréfient également en fonction de la profondeur. On a aussi constaté que les constantes de vitesse d'hydrolyse diminuent avec la profondeur (Ou et coll. 1985a, 1988).

Initialement, on a tenté d'étalonner la partie du modèle correspondant à l'écoulement de l'eau avec l'hydrogramme (figure 29) obtenu au puits d'observation avec enregistrement continu situé à Augustine Cove. On a effectué cinq passages en faisant diminuer les valeurs d'entrée de l'air (AEV) de -123 mm à -1000 mm. Les résultats présentés à la figure 30 indiquent que même si l'ampleur du flux d'eau qui atteint la nappe phréatique est relativement indépendante de la valeur d'entrée de l'air, ce n'est pas le cas du moment où a lieu le flux.

Une concordance faible mais générale apparaît dans les résultats indiqués dans les figures 29 et 30, ce qui n'a rien d'étonnant compte tenu des limites imposées par les données. Les données climatiques ont été obtenues auprès de stations météorologiques situées à environ 30 km du site et le modèle prévoyait le flux d'eau vers une nappe phréatique située à une profondeur de 3,0 m, alors que la profondeur de la nappe phréatique dans le puits d'observation était d'environ 10 m.

On a effectué une série de simulations avec des valeurs d'entrée de l'air variant de -123 mm à -1000 mm et les résultats correspondant à la concentration de pesticide et au rapport ASO<sub>2</sub>/aldicarbe total prévus sont

indiqués dans les figures 31 et 32. Ces valeurs montrent que la réduction de la valeur d'entrée de l'air et des constantes de vitesse en profondeur n'améliore pas beaucoup l'étalonnage de LEACHMP. Les concentrations d'aldicarbe total correspondant à l'échantillonnage de 1986 ont été sous-estimées alors que celles qui correspondent à l'échantillonnage de 1987 ont été surestimées. Le rapport ASO<sub>2</sub>/aldicarbe total a également été surestimé en 1985.

## Constantes de vitesse déterminées lors des études sur colonne

Des expériences portant sur des colonnes effectuées avec des échantillons de sol prélevés sur le site d'Augustine Cove ont été réalisées en laboratoire à l'Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario). Les constantes de vitesse d'oxydation ( $K_1^*$ ) et d'hydrolyse ( $K_1$ ) pour l'aldicarbe parental ont été déterminées dans le cadre de ces expériences. Pendant ces essais, le pH était élevé (pH = 8,3), ce qui a donné pour l'aldicarbe des demi-vies qui peuvent paraître faibles si on les compare aux conditions *in situ* de l'Île-du-Prince-Édouard, mais les valeurs obtenues pour les constantes de vitesse ont été utilisées comme point de départ pour une autre série d'étalonnage, indépendante de celles qui ont été décrites antérieurement.

Les résultats prévus pour la série d'étalonnage indépendante représentés dans les figures 33 et 34 sont analogues à ceux qui ont été obtenus lors des tentatives d'étalonnage antérieures. Les concentrations d'aldicarbe total ont été sous-estimées en 1986 et surestimées en 1987. On a constaté qu'on n'obtiendrait pas d'amélioration importante en cherchant à étalonner le modèle entre 1983 et 1987. L'ajustement des constantes de vitesse pour augmenter la concentration en 1986 n'aurait fait qu'empirer la situation de 1987.

## Étalonnage pour la période 1986-1988

Dans le cas de l'étalonnage final, on a tenté d'adapter les résultats du modèle aux données relatives au deuxième épandage de pesticide (1986-1988) seulement. Le profil des concentrations de pesticide dans le sol déterminé pour la dernière journée de simulation (décembre 1985) et qui avait été étaloné avec succès dans le cas du premier épandage de pesticide (1983-1985) (figure 24), a été utilisé comme profil initial des concentrations de pesticides dans le sol (1<sup>er</sup> janvier 1986) pour cet étalonnage.

Les résultats finaux obtenus pour cet étalonnage sont présentés dans les figures 35 et 36. Les concentrations d'aldicarbe total prévues se situent toutes à

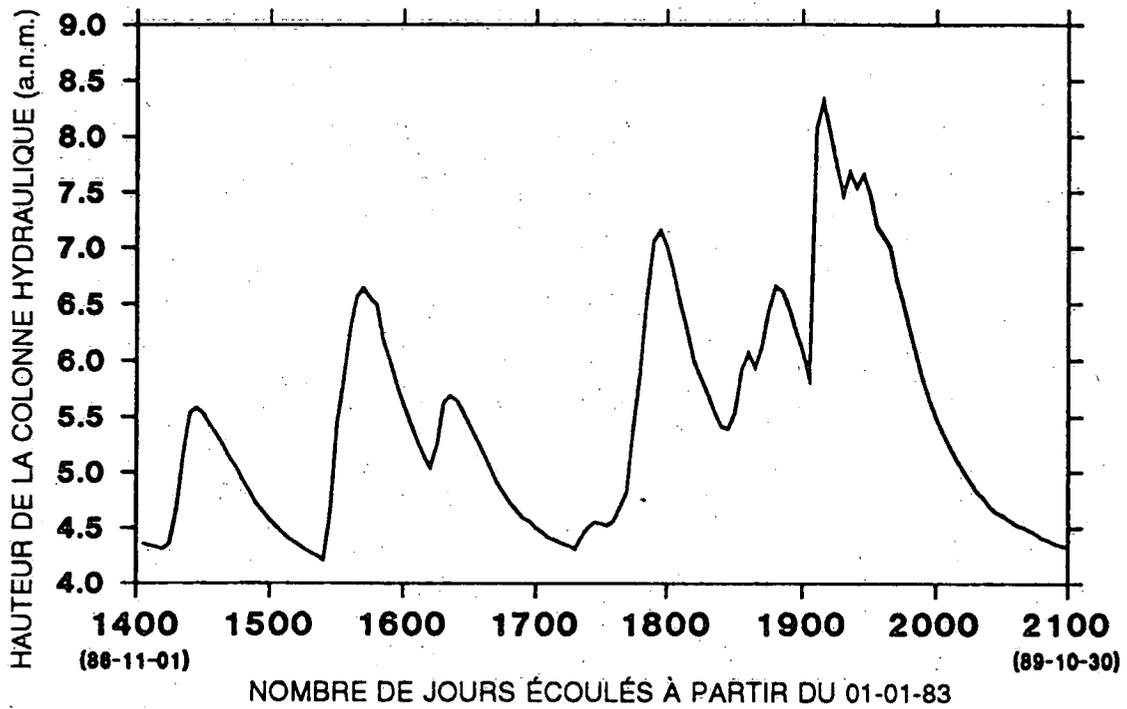


Figure 29. Hydrogramme de l'enregistrement continu obtenu au puits d'observation d'Augustine Cove (novembre 1986-juin 1988).

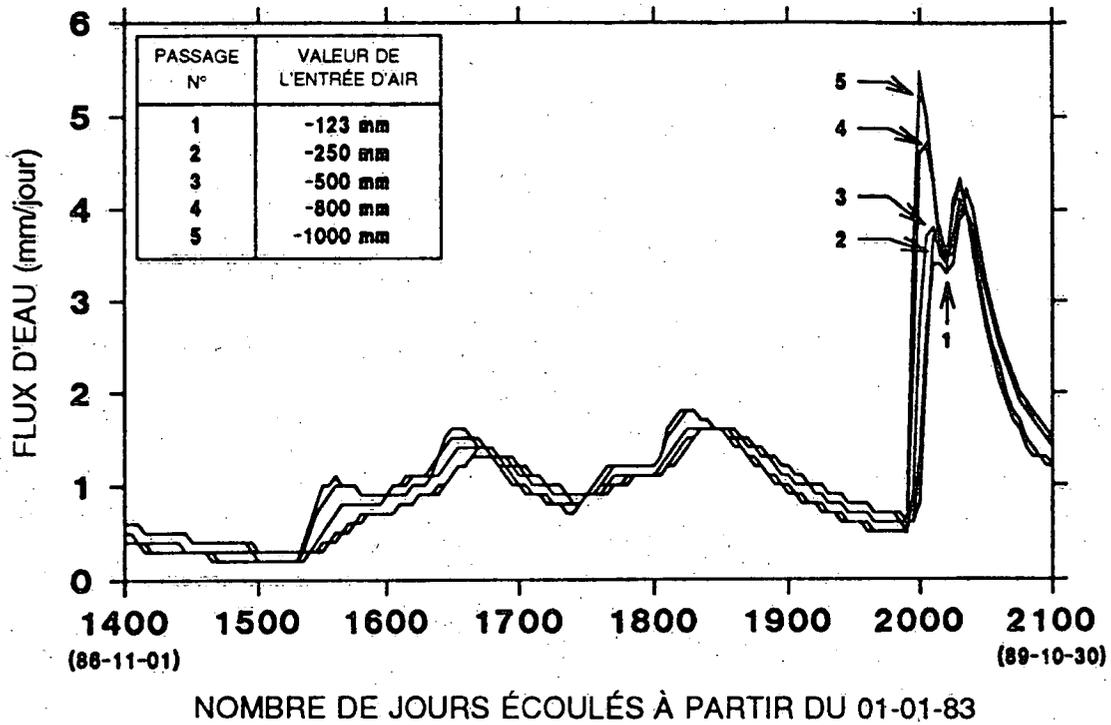


Figure 30. Flux d'eau atteignant une nappe phréatique à 3 m prévu avec LEACHMP

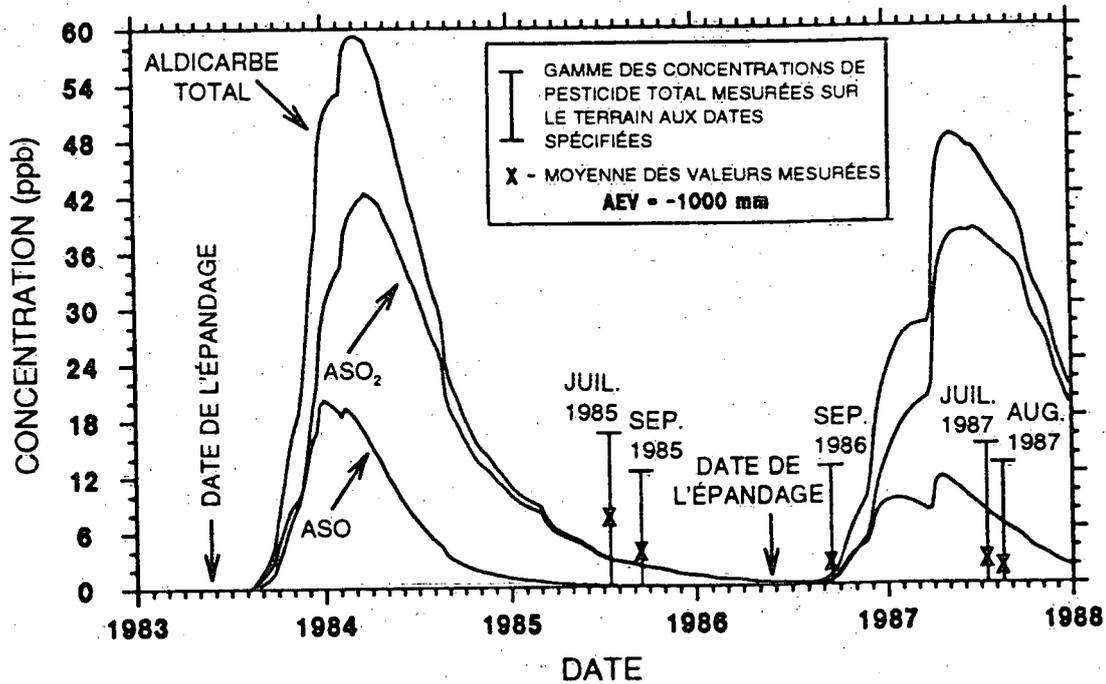


Figure 31. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, avec ajustement des valeurs d'entrée d'air et diminution des constantes de vitesse en fonction de la profondeur).

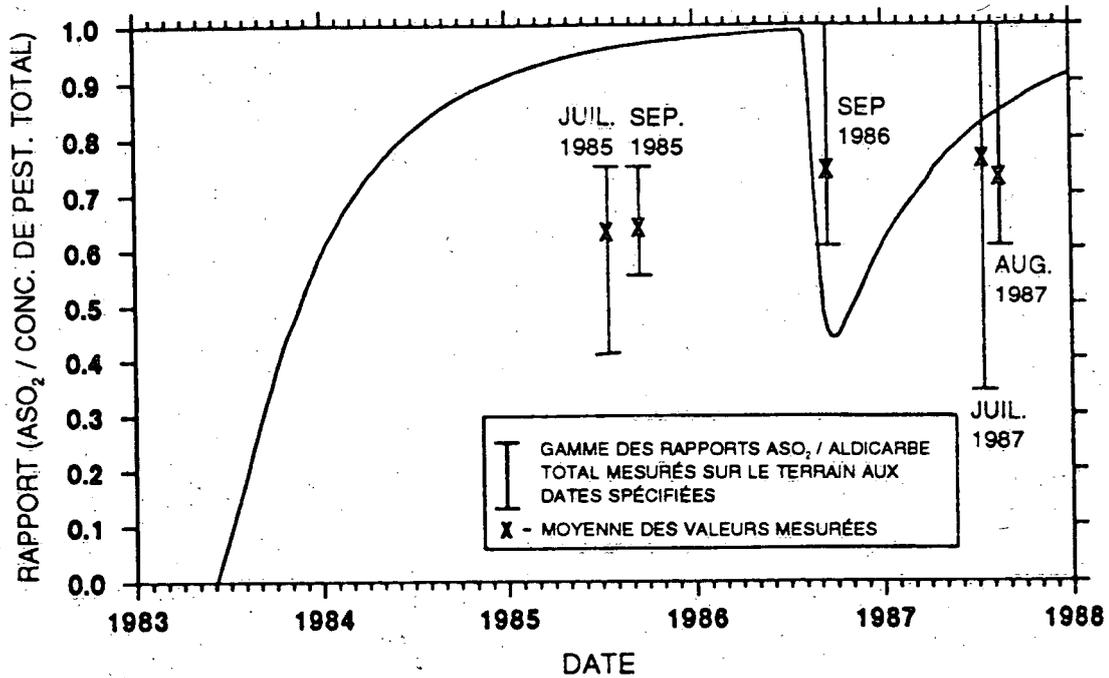


Figure 32. Rapports  $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, avec ajustement des valeurs d'entrée d'air et diminution des constantes de vitesse avec la profondeur).

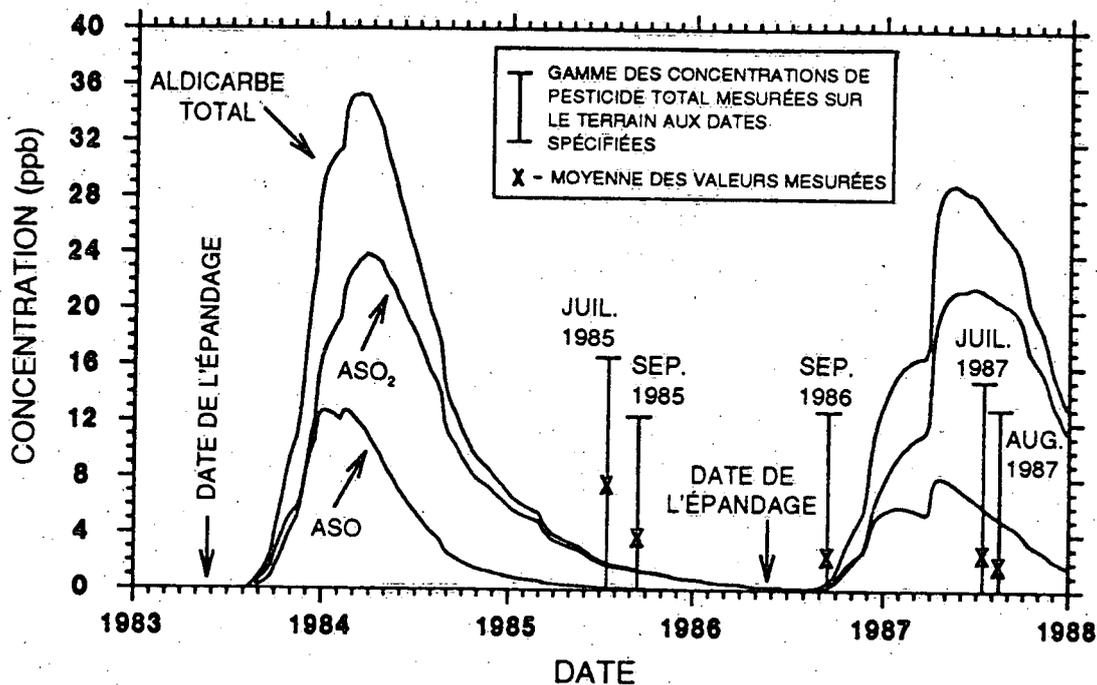


Figure 33. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et les concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, en commençant avec les constantes de vitesse déterminées à partir des expériences effectuées sur des colonnes).

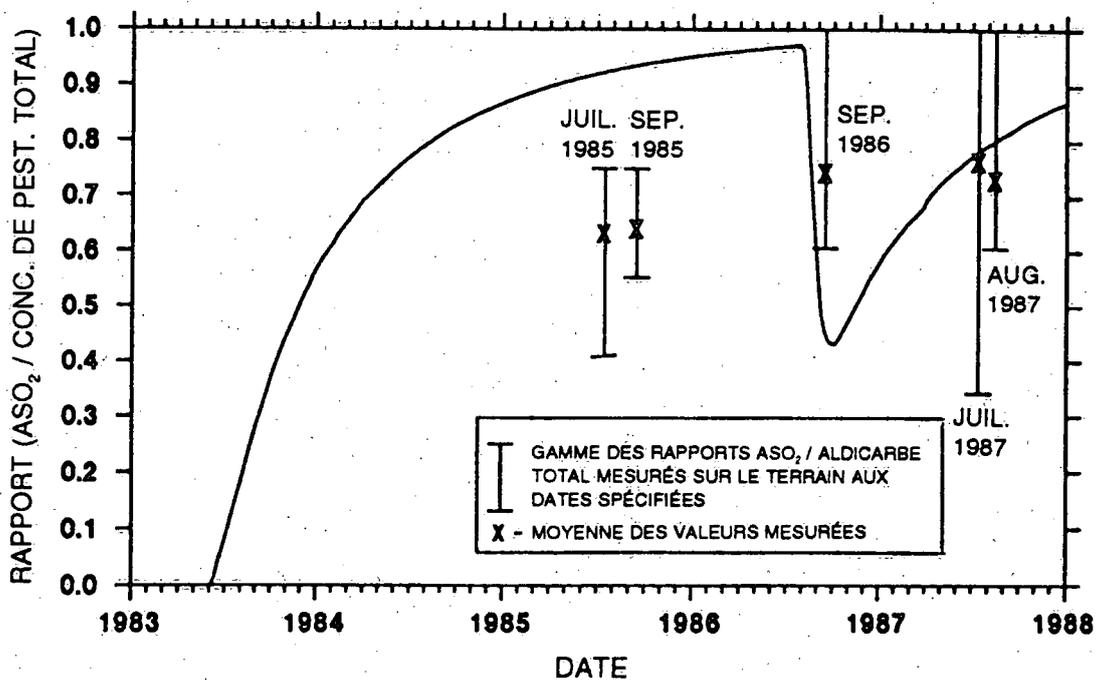


Figure 34. Rapports  $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1983-1987, commençant avec les constantes de vitesse déterminées à partir des expériences effectuées sur des colonnes).

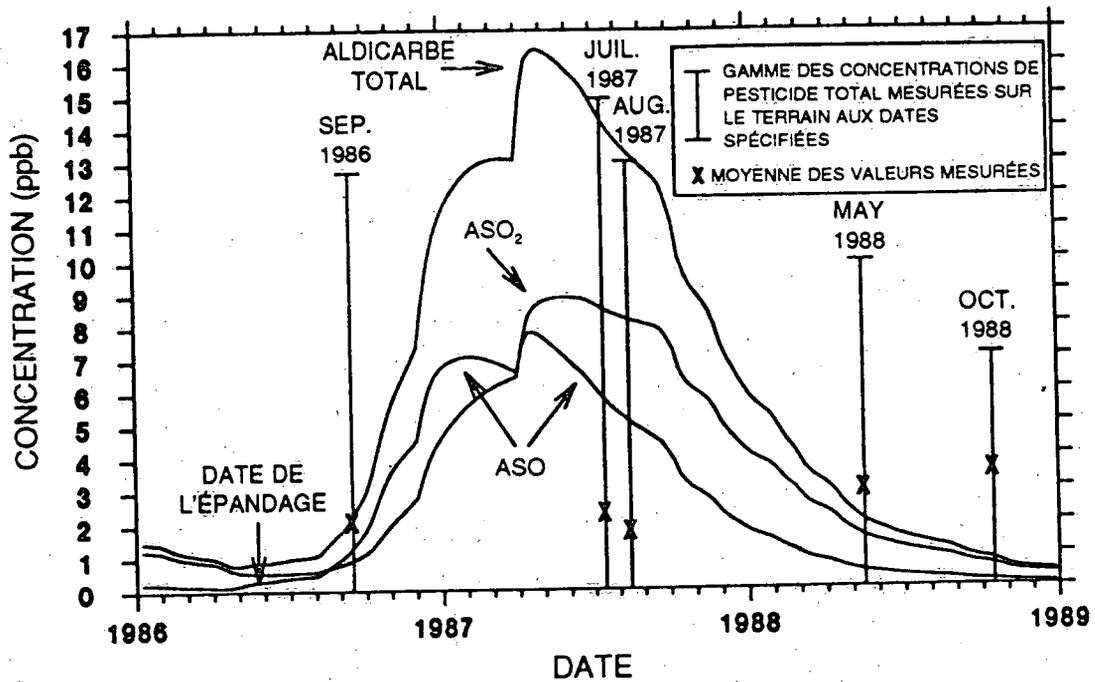


Figure 35. Valeurs prévues pour la concentration d'aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m avec LEACHMP et concentrations d'aldicarbe total mesurées sur le terrain (étalonnage pour la période 1986-1988).

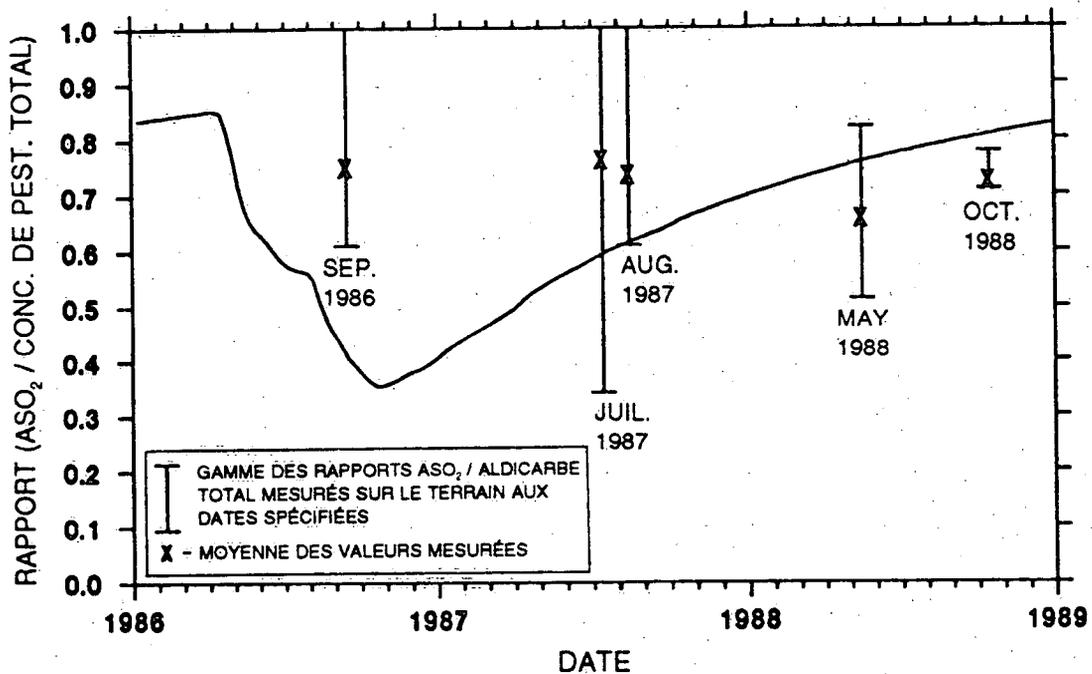


Figure 36. Rapports  $ASO_2$ /Aldicarbe total à une profondeur de 3,25 m prévus avec LEACHMP et gamme des rapports mesurés sur le terrain (étalonnage pour la période 1986-1988).

l'intérieur de l'intervalle des données recueillies sur le terrain lors de l'échantillonnage. Les concentrations obtenues pour septembre 1986 et pour mai 1988 s'approchaient raisonnablement des moyennes calculées à partir des observations (à 1 ppb près). Toutefois, les concentrations prévues pour 1987 étaient encore une fois supérieures aux moyennes obtenues à partir des observations. La valeur moyenne obtenue pour octobre 1988 est basée sur des échantillons prélevés dans seulement quatre piézomètres qui présentaient généralement des concentrations plus élevées que la concentration moyenne obtenue pour le champ. Si tous les piézomètres avaient été échantillonnés en octobre 1988, la moyenne observée se serait rapprochée davantage de la concentration prévue. Les rapports  $ASO_2$ /aldicarbe total se situent à l'extérieur de l'intervalle des valeurs obtenues à partir des observations pour septembre 1986 et octobre 1988. Répétons-le, l'échantillonnage d'octobre 1988 ne portait que sur quatre piézomètres et l'intervalle réel du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total aurait pu être plus étendu si l'échantillonnage avait été plus exhaustif. D'après les résultats présentés dans les figures 35 et 36, cette tentative d'étalonnage ne peut pas être considérée comme un étalonnage réussi du modèle.

#### ÉTUDES DE SENSIBILITÉ DE LEACHMP

Bien qu'il n'ait pas été possible d'étalonner adéquatement le modèle LEACHMP pour l'ajuster aux concentrations observées sur le terrain, on a étudié la sensibilité du modèle aux paramètres utilisés. Ces études renseignent sur les processus qui influent le plus sur le devenir de l'aldicarbe dans la zone non saturée d'un milieu poreux, unique, idéalisé.

Parmi les paramètres du modèle étudiés dans une analyse de la sensibilité, on compte 1) les constantes de vitesse d'oxydation et d'hydrolyse, 2) la date et la profondeur de l'épandage de pesticide, 3) les valeurs de l'évaporation à partir du bac évaporatoire, 4) la valeur de la dispersivité. Les résultats de ces études sont résumés dans les sous-sections suivantes.

#### Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total et rapport aux constantes de vitesse de décomposition des pesticides

On a étudié la sensibilité aux constantes de vitesse d'oxydation et d'hydrolyse de l'aldicarbe et de ses produits de filiation. Les valeurs initiales des constantes de vitesse d'oxydation et d'hydrolyse ont été tirées des simulations d'étalonnage applicables à la première série de données recueillies sur le terrain mentionnées ci-haut. Ces valeurs ont servi de base pour les études de la sensibilité et les résultats d'une simulation effec-

tuée avec ces constantes de vitesse ont été utilisés comme référence pour comparer toutes les simulations ultérieures. Six simulations ont été effectuées avec chacune des deux constantes de vitesse d'oxydation et des trois constantes de vitesse d'hydrolyse. La valeur de la constante de vitesse choisie a été multipliée et divisée par des facteurs de 2, 5 et 10, alors que les autres constantes de vitesse ont été maintenues constantes. On a ensuite comparé les courbes temporelles de concentration de l'aldicarbe total et les rapports  $ASO_2$ /aldicarbe total prévus dans les simulations aux résultats de référence.

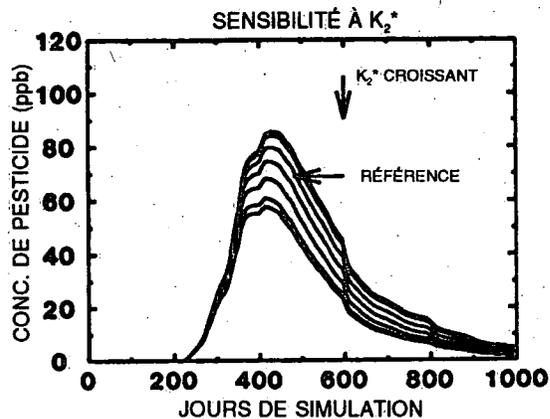
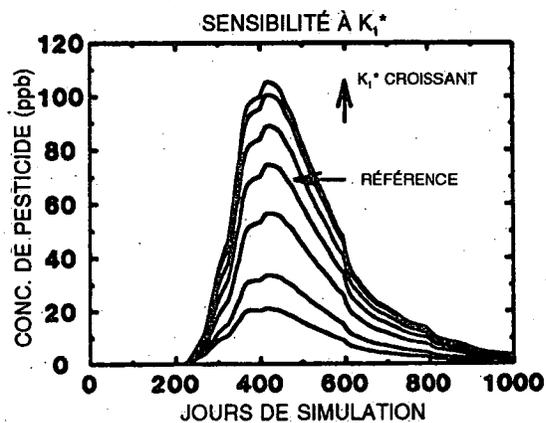
La figure 37 représente cinq courbes correspondant à une série de simulations pour chacune des constantes de vitesse d'oxydation et d'hydrolyse. Les constantes de vitesse de référence sont représentées dans le coin supérieur droit de la figure 37.

Dans le cas étudié, on a constaté que la concentration d'aldicarbe total ( $AS + ASO + ASO_2$ ) était plus sensible aux constantes de vitesse d'oxydation ( $K_1^*$ ) et d'hydrolyse ( $K_1$ ) de l'aldicarbe parental (figure 37). La concentration maximale prévue d'aldicarbe total variait d'environ 20 à 110 ppb pour un changement de deux ordres de grandeur dans les constantes de vitesse  $K_1^*$  et  $K_1$ .

On a déterminé que la concentration totale d'aldicarbe était moins sensible à la valeur de la constante de vitesse pour l'oxydation du sulfoxyde d'aldicarbe ( $K_2^*$ ). Les concentrations maximales prévues d'aldicarbe total variaient de 55 à 85 ppb lorsque la constante de vitesse d'oxydation  $K_2^*$  changeait de deux ordres de grandeur.

Même si aucune des deux constantes de vitesse d'oxydation  $K_1^*$  ou  $K_2^*$  ne donne lieu à une réduction directe de la concentration de l'aldicarbe total (figure 1), la concentration d'aldicarbe total est sensible à l'une ( $K_1$ ) et pas à l'autre ( $K_2^*$ ). L'ordre de grandeur relatif des constantes de vitesse  $K_1^*$  et  $K_1$  obtenu dans le cas des meilleures tentatives d'étalonnage du modèle sont importantes comparativement aux valeurs des autres constantes de vitesse. Par conséquent, les demi-vies correspondant à  $K_1^*$  et à  $K_1$  sont beaucoup plus faibles que celles qui correspondent aux autres réactions et elles concordent avec les résultats de Zhong et coll. (1986).

Si la constante de vitesse d'oxydation,  $K_1^*$ , est faible (demi-vie longue), une proportion importante de l'aldicarbe parental se décomposera par hydrolyse ( $K_1$ ) avant de pouvoir être oxydée en ASO et en  $ASO_2$ . Dans ce cas, la concentration d'aldicarbe total tombera plus rapidement parce que les constantes de vitesse



CONSTANTES DE VITESSE POUR LA SIMULATION DE RÉFÉRENCE		
	(0-0.4m)	(0.4-4.3m)
$K_1^*$	0.09082	0.01819
$K_2^*$	0.01125	0.00225
$K_1$	0.04812	0.00962
$K_2$	0.00374	0.00075
$K_3$	0.00962	0.00192

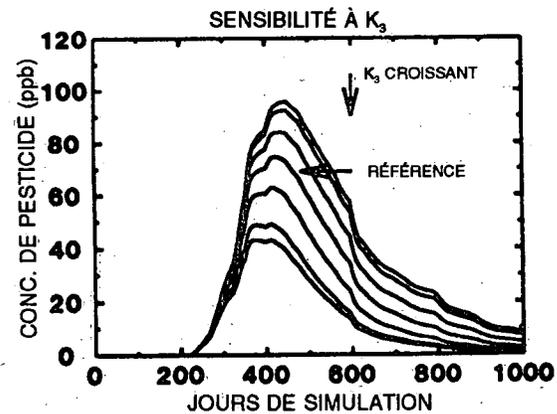
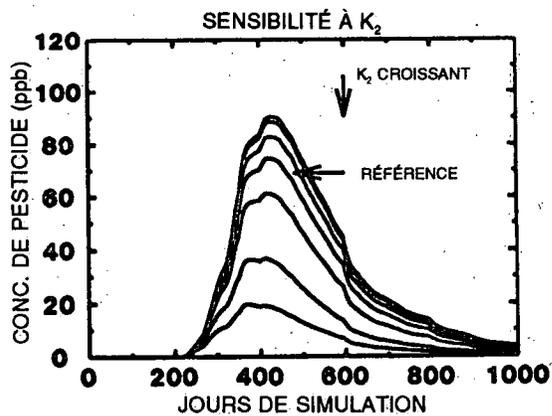
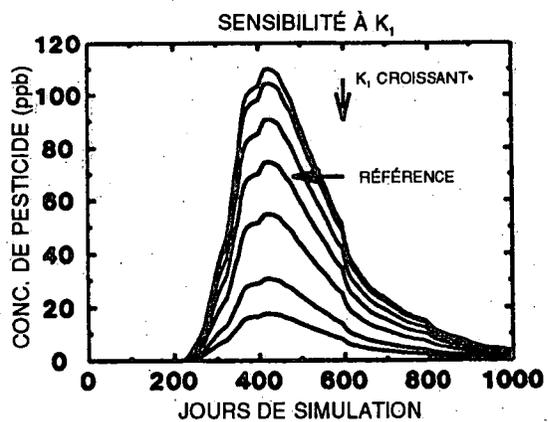


Figure 37. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total, à une profondeur de 3,25 m, aux cinq constantes de vitesse et de décomposition et de transformation prévues par LEACHMP

d'hydrolyse  $K_2$  et  $K_3$ , pour ASO et  $ASO_2$ , respectivement, sont beaucoup plus faibles que la constante de vitesse d'hydrolyse correspondant à AS ( $K_1$ ) (les demi-vies pour ASO et  $ASO_2$  sont plus élevées que la demi-vie de AS). L'aldicarbe reste sous forme du pesticide parental, AS, pendant plus longtemps lorsqu'il se décompose suivant la réaction d'hydrolyse qui est relativement rapide ( $K_1$ ).

Si la constante de vitesse d'oxydation est importante (courte demi-vie), alors AS sera rapidement oxydé en ASO et l'aldicarbe total persistera davantage parce que l'hydrolyse du ASO est plus lente que celle du AS.

Contrairement à la concentration d'aldicarbe total, le rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total (figure 38) n'était pas sensible aux constantes de vitesse  $K_1^*$  et  $K_1$ , mais il l'était à la valeur de la constante de vitesse d'oxydation,  $K_2^*$ . On peut attribuer à cette constante de vitesse le partage du pesticide entre les deux produits de filiation, ASO et  $ASO_2$ . Le rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total est en fait défini de la manière suivante :

$$\frac{[ASO_2]}{AS + [ASO] + [ASO_2]} \quad (16)$$

mais comme l'aldicarbe parental AS disparaît rapidement, on peut dire que ce rapport est efficacement défini de la manière suivante :

$$\frac{[ASO_2]}{[ASO] + [ASO_2]} \quad (17)$$

et qu'il est donc essentiellement régi par la constante de vitesse  $K_2^*$  qui décrit la transformation de ASO en  $ASO_2$ . On a également constaté que ce rapport était touché par la constante de vitesse  $K_3$  et, dans une certaine mesure, par la constante de vitesse  $K_2$ .

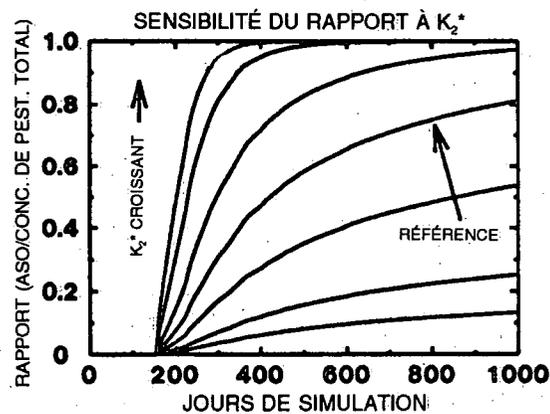
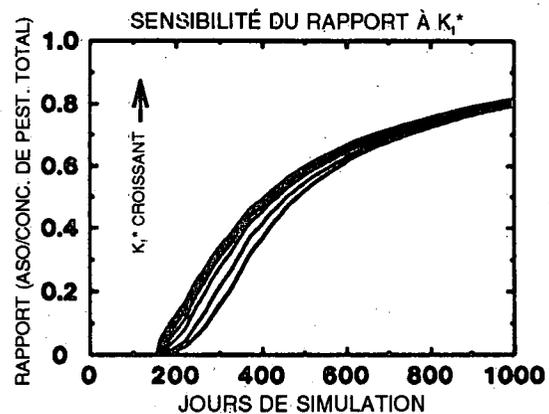
#### Sensibilité au moment et à la profondeur de l'épandage de pesticide

On a également constaté que la concentration totale d'aldicarbe variait suivant le moment de l'épandage, mais qu'elle n'était pas touchée par la profondeur à laquelle le pesticide était épandu. On a considéré deux facteurs pour déterminer l'effet du moment du traitement sur la concentration d'aldicarbe total. Le premier facteur considéré a été le changement dans le degré d'infiltration résultant du prolongement du traitement du 17 mai (traitement au moment de la plantation) au 21 juin (traitement au moment de l'émergence des plants). L'infiltration est généralement plus forte à la mi-mai (en raison d'une alimentation printanière importante) qu'à la mi-juin (figure 10). Six simulations ont été effectuées pour étudier le changement de la concentra-

tion de l'aldicarbe total dû uniquement au changement dans le degré d'infiltration résultant du prolongement du traitement du 17 mai au 21 juin. Les simulations sont représentatives de la période qui s'étend de 1983 à 1985 et l'épandage simulé a lieu le 144<sup>e</sup> jour de la première année. Les résultats des simulations sont présentés à la figure 39.

Pour la période à l'étude, la concentration d'aldicarbe total maximale diminuait au fur et à mesure que le traitement était prolongé du [137<sup>e</sup> jour (a)] (17 mai) au [158<sup>e</sup> jour (a)] (7 juin). Toutefois, la concentration maximale diminuait faiblement, tombant d'environ 75 ppb [137<sup>e</sup> jour (a)] à seulement 65 ppb [158<sup>e</sup> jour (a)]. Les concentrations ont commencé à s'élever de nouveau au fur et à mesure que le traitement était prolongé du 158<sup>e</sup> jour (a) au 165<sup>e</sup> jour (a), soit le 14 juin et au 172<sup>e</sup> jour (a), soit le 21 juin, puis elles sont retombées à environ 75 ppb. Les résultats montrent que la concentration d'aldicarbe total dans la nappe phréatique ne change pas de beaucoup (< 10 ppb) si le pesticide est épandu plus tard et si on considère uniquement le changement dans le degré d'infiltration.

Le deuxième facteur qui doit être considéré dans le cas d'un traitement ultérieur est l'effet de la température. La décomposition de l'aldicarbe dépend de la température (figure 20) et la vitesse de la décomposition s'accroît au fur et à mesure que la température augmente. La moyenne mensuelle de la température du sol sur l'Île-du-Prince-Édouard (à une profondeur de 150 mm) augmente d'environ 5 °C entre les mois de mai et juin (MacDougall et coll. 1981). Deux simulations supplémentaires ont été effectuées lors d'épandages ultérieurs pour étudier l'effet que pourrait avoir le changement de température (dû à un épandage ultérieur) sur la concentration d'aldicarbe total. Les simulations correspondant aux épandages ayant eu lieu le 165<sup>e</sup> jour (a) (14 juin) et le 172<sup>e</sup> jour (a) (21 juin) ont été recommencées avec des constantes de vitesse de décomposition dans la couche superficielle de 400 mm de sol ajustées de manière à correspondre à une température du sol de 15 °C plutôt qu'à 10 °C comme c'était le cas pour les simulations antérieures. Les simulations correspondent au 165<sup>e</sup> jour (b) et au 172<sup>e</sup> jour (b) sur la figure 39. L'augmentation de la température correspond à l'accroissement de 5 °C de la température moyenne mensuelle entre mai et juin signalée par MacDougall et coll. (1981). Les constantes de vitesse restaient inchangées lorsque la profondeur était supérieure à 400 mm. Les valeurs des constantes de vitesse  $K_1^*$  et  $K_1$  dans les 400 mm supérieurs ont été obtenues à partir d'expériences de laboratoire effectuées par Lemley et coll. (1988) à 15 °C, alors que les autres constantes de vitesse pour les 400 mm supérieurs ont été tirées des résultats d'expériences



CONSTANTES DE VITESSE POUR LA SIMULATION DE RÉFÉRENCE		
	(0-0.4m)	(0.4-4.3m)
$K_1^*$	0.09082	0.01819
$K_2^*$	0.01125	0.00225
$K_1$	0.04812	0.00962
$K_2$	0.00374	0.00075
$K_3$	0.00962	0.00192

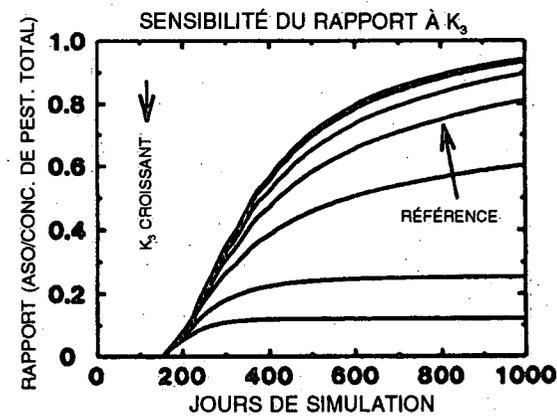
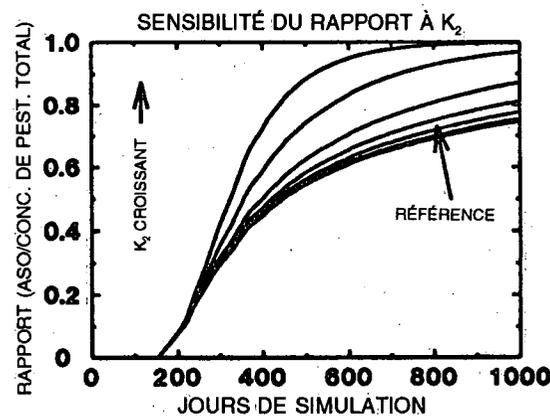
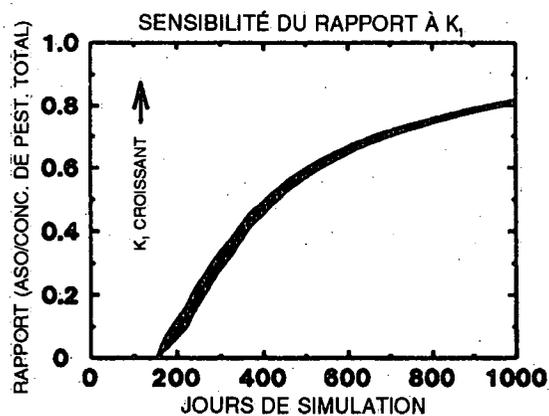


Figure 38. Sensibilité du rapport (ASO/Aldicarb total), à une profondeur de 3,25 m, aux cinq constantes de vitesse de décomposition et de transformation prévues par LEACHMP

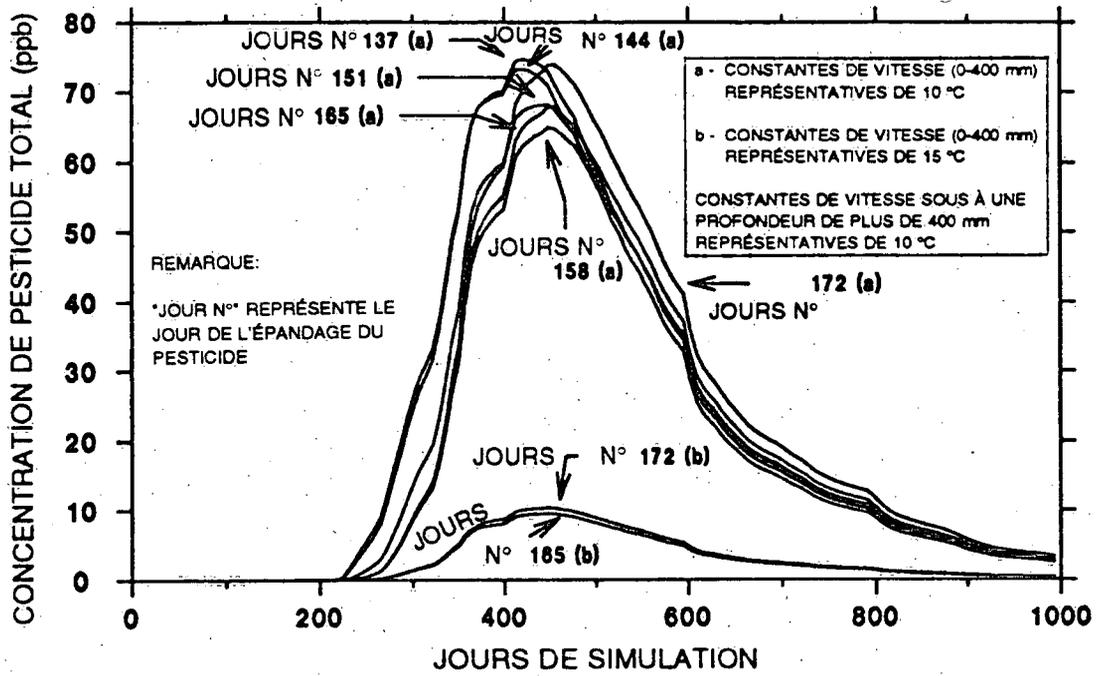


Figure 39. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe au moment de l'épandage du pesticide, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP.

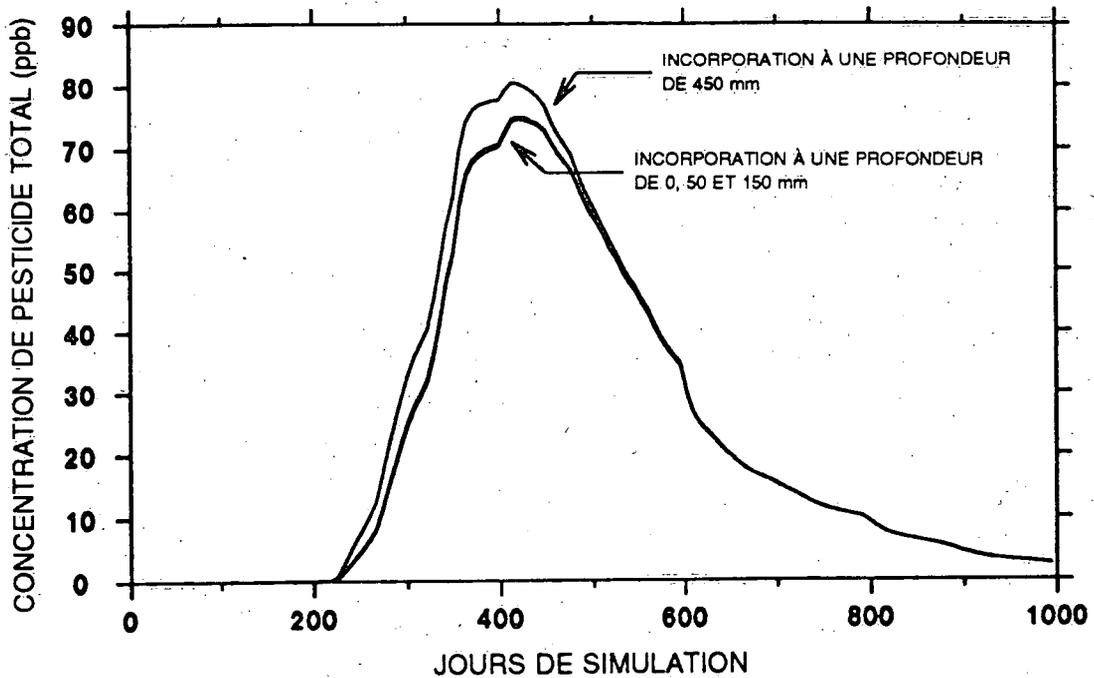


Figure 40. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la profondeur d'incorporation du pesticide, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP.

effectuées à 25 °C [aussi effectuées par Lemley et coll. (1988)] et ajustées pour représenter une température de 15 °C.

Les résultats présentés dans la figure 39 montrent qu'il se produit une baisse appréciable de la concentration d'aldicarbe total lorsque la température des couches superficielles du sol augmente. Les concentrations maximales sont tombées de 75 ppb [172° jour (a)] à 10 ppb [172° jour (b)] pour un traitement effectué le même jour en tenant compte de l'effet de la température.

La quantité maximale de pesticide qui atteint la nappe phréatique coïncide essentiellement avec les traitements du 137° jour (a) et du 172° jour (a) sur la figure 39. Dans ces simulations, seul le changement dans le degré d'infiltration est pris en compte lorsque le traitement est retardé du 137° jour (a) au 172° jour (a). Toutefois, la concentration maximale de pesticide dans la nappe phréatique baisse substantiellement lorsqu'on prend en compte les effets de température de l'épandage retardé de pesticide [165° jour (b) et 172° jour (b) de la figure 39]. Il s'ensuit que c'est le changement de température plutôt que le changement dans le degré d'infiltration qui constitue le facteur le plus important dans la réduction de la concentration d'aldicarbe total dans la nappe phréatique lorsque l'épandage du pesticide est retardé du moment de la plantation (vers le 137° jour) jusqu'au moment de l'émergence des plants (vers le 172° jour). Les traitements du 165° jour (a) et du 172° jour (a), sans ajustement des constantes de vitesse visant à tenir compte de l'effet de la température, ont donné lieu à une réduction de la concentration maximale d'un facteur d'environ 1,2 seulement par rapport aux concentrations obtenues après un épandage effectué le 137° jour (a). Lorsque l'on tenait compte de l'effet de la température, [165° jour (b) et 172° jour (b)], la concentration maximale était moins de 5 fois moins élevée si non davantage.

Il faut reconnaître que ces simulations ont été effectuées en supposant que la température du sol était constante tout au long de l'année [10 °C du 137° jour (a) au 172° jour (a) et 15 °C pour la deuxième série de simulations réalisées du 165° jour (b) au 172° jour (b)] et tenir compte du fait que ces simulations ne reflètent pas adéquatement les fluctuations de température (température moyenne mensuelle du sol de -1,3 °C en février et de 17,3 °C en août) qui ont lieu sur le terrain au cours d'une année (MacDougall et coll. 1981). Toutefois, l'importante réduction prévue de la concentration d'aldicarbe total dans le cas d'un épandage au moment de l'émergence laisse penser que les épandages effectués à la mi-juin (lorsque le sol est réchauffé) devraient donner lieu à une lixiviation beaucoup moins élevée du pesticide vers la nappe phréatique.

On a déterminé que la concentration d'aldicarbe total n'était pas liée à la profondeur de l'épandage (figure 40) pour une gamme raisonnable de profondeurs d'incorporation. La faible variation observée dans le cas de l'incorporation à 450 mm de profondeur résulte du fait que l'incorporation a eu lieu sous la zone racinaire active, là où la décomposition ralentit brusquement, ce qui correspond au pire cas.

#### Sensibilité à l'évaporation à partir d'un bac évaporatoire

On applique souvent un coefficient aux valeurs de l'évaporation à partir d'un bac évaporatoire, obtenues à partir d'observations lorsqu'on cherche à évaluer l'évaporation à partir de lacs ou de réservoirs. On utilise souvent pour ce coefficient une valeur de 0,7 (Linsley et coll. 1982). Lorsqu'on applique le code de LEACHMP, les valeurs de l'évaporation à partir d'un bac évaporatoire ne sont pas réduites par un tel coefficient, de sorte qu'une simulation supplémentaire a été effectuée pour tester l'effet qu'aurait un tel coefficient sur la concentration totale de pesticide dans la nappe phréatique. Les concentrations totales de pesticide prévues dans LEACHMP d'après les valeurs signalées de l'évaporation à partir d'un bac évaporatoire ont été comparées aux concentrations prévues dans le cas d'un passage pour lequel les valeurs de l'évaporation utilisées dans la série d'intrants avaient été réduites à 70 % des valeurs signalées (ce qui équivaut à un coefficient d'évaporation à partir d'un bac évaporatoire de 0,7). Les résultats indiqués à la figure 41 montrent que le modèle est relativement insensible à un coefficient d'évaporation de 0,7 à partir d'un bac évaporatoire.

La profondeur à laquelle la concentration totale de pesticide a été mesurée peut avoir influé sur le degré de variation observé. Les effets de la perte en eau par évapotranspiration peuvent être atténués par le temps qu'il faut pour que l'eau s'infilte jusqu'à une profondeur de 3,25 m. Les variations de la concentration d'aldicarbe total dues au coefficient d'évaporation à partir du bac évaporatoire seraient plus marquées si les concentrations d'aldicarbe total étaient mesurées moins profondément, là où les effets de l'évapotranspiration risquent d'être plus prononcés.

#### Sensibilité à la valeur de la dispersivité

On a étudié l'effet de la valeur de la dispersivité sur la concentration d'aldicarbe total en effectuant un certain nombre de simulations avec différentes valeurs de dispersivité choisies à partir d'un intervalle approprié qui apparaît dans la figure 26. On a ainsi constaté que la concentration d'aldicarbe total était sensible à la

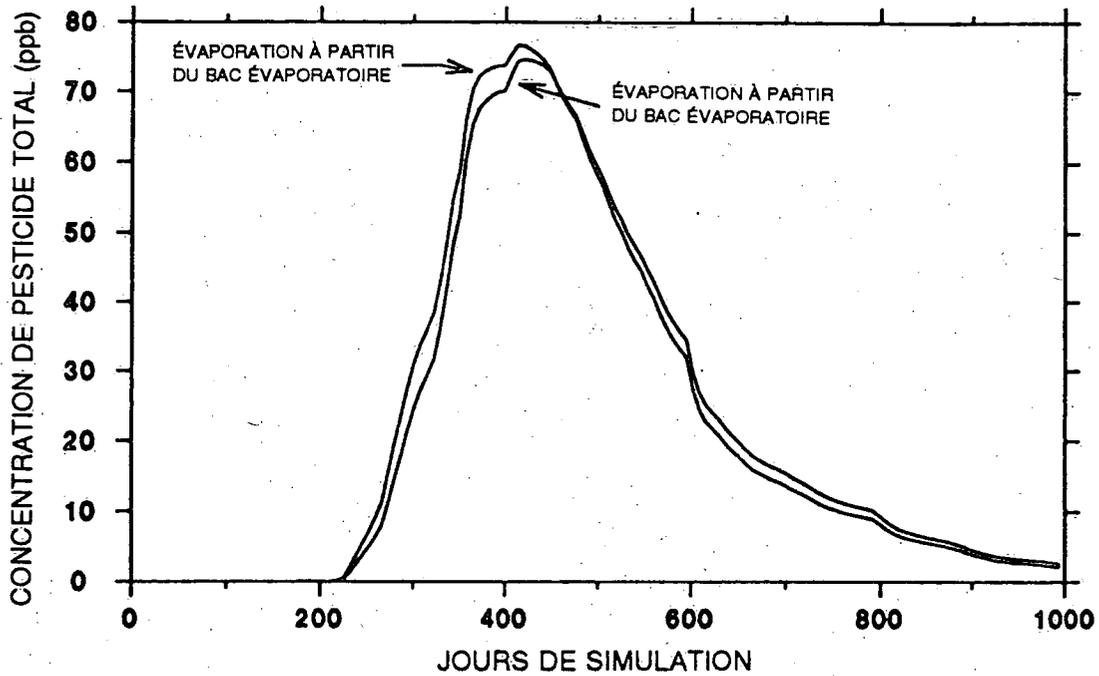


Figure 41. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la valeur du coefficient d'évaporation à partir du bac évaporatoire, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP.

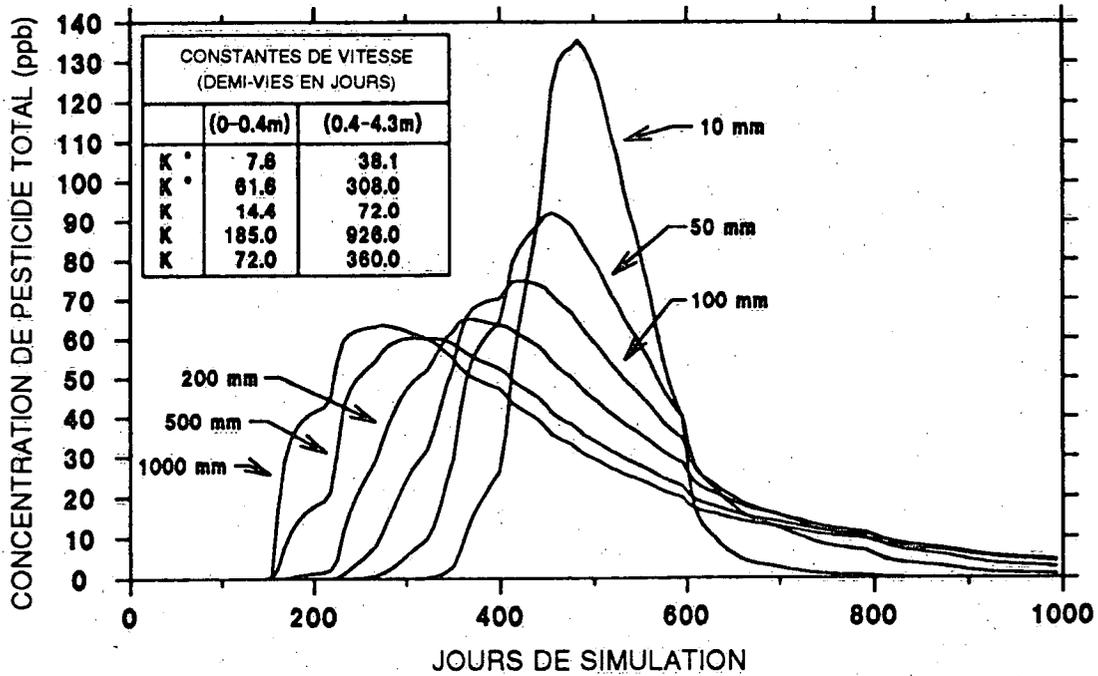


Figure 42. Sensibilité de la concentration d'aldicarbe total à la valeur de la dispersivité, à une profondeur de 3,25 m, prévue par LEACHMP.

valeur de la dispersivité. La concentration maximale prévue dans la figure 42 variait d'environ 60 à 135 ppb et la concentration maximale à une profondeur de 3,25 m a été atteinte entre 120 et 300 jours après le moment de l'épandage du pesticide.

Dans la plupart des essais de simulation étalons, on a utilisé une valeur de dispersivité de 10 cm choisie à partir de la figure 26. Avec cette valeur de dispersivité, on a obtenu un compromis entre la concentration d'aldicarbe total maximale (75 ppb) et le moment de l'apparition de ce maximum (275 jours après l'épandage), au niveau de la nappe phréatique ou juste au-dessous. On obtient ainsi une meilleure approximation de la nature relativement constante et persistante du pesticide observée sur le terrain. Avec des valeurs de dispersivité plus faibles (p. ex., 1,0 cm), on obtient une concentration maximale très élevée, alors qu'avec des valeurs plus élevées (p. ex., 100 cm), on obtient une concentration maximale beaucoup plus faible parce que le maximum se déplace à travers le profil beaucoup plus rapidement.

#### DISCUSSION SUR LES RÉSULTATS DE LA SIMULATION

Après les nombreuses tentatives qui ont été effectuées (plus de 100 simulations), il semble que le modèle ne puisse pas être adéquatement étalonné avec les données recueillies sur les sites choisis à l'Île-du-Prince-Édouard. Même si, dans la plupart des cas, les concentrations et les rapports se situent à l'intérieur de l'intervalle des données relevées sur le terrain, les données correspondant à des puits individuels sur les deux sites indiquent que les concentrations d'aldicarbe total et les rapports étaient beaucoup plus stables tout au long de la période d'échantillonnage que ce qui avait été prévu par LEACHMP.

Le fait que le modèle ne permettait pas de reproduire les concentrations mesurées sur le terrain semble étayer la théorie selon laquelle d'autres mécanismes, qui n'ont pas été pris en compte dans LEACHMP, interviennent dans le devenir et dans la migration de l'aldicarbe dans la nappe aquifère de grès de l'Île-du-Prince-Édouard. Les longues demi-vies prévues pour les réactions d'oxydation et d'hydrolyse par le modèle dans la meilleure tentative d'étalonnage donnent à penser que les processus qui interviennent peuvent inhiber la décomposition de l'aldicarbe dans la zone non saturée. La persistance de concentrations élevées et relativement constantes observées sur le terrain au cours des cinq années du programme de surveillance laissent également présumer de l'existence d'un mécanisme de stockage *in situ* qui retiendrait les composés de l'aldicarbe pour ensuite libérer lentement ses résidus. Plusieurs mécanismes peuvent intervenir :

1. conditions de pH et de température inhibant la décomposition de l'aldicarbe,
2. adsorption du pesticide avec désorption beaucoup plus lente,
3. migration vers le bas de l'aldicarbe à l'intérieur du système d'écoulement,
4. infiltration lente à travers la couche morainique non saturée,
5. diffusion à travers la matrice de l'unité de grès.

La discussion qui suit porte sur la probabilité que chacun de ces mécanismes explique les différences entre les concentrations mesurées sur le terrain et les concentrations prévues avec le modèle LEACHMP.

#### Inhibition de la décomposition de l'aldicarbe

Un certain nombre de conditions naturelles et anthropiques qui caractérisent les sites peuvent inhiber la décomposition des résidus de l'aldicarbe. Comme nous l'avons vu, la vitesse de la réaction d'hydrolyse détoxifiante dépend beaucoup du pH et de la température. La vitesse de la réaction d'hydrolyse est minimale lorsque le pH est compris entre 5 et 6 (figure 20) parce que qu'à l'intérieur de cette gamme de pH, ce ne sont pas les réactions d'hydrolyse catalysées par un acide ou par une base qui prédominent. C'est pourquoi la persistance des résidus de l'aldicarbe est maximale à l'intérieur de cet intervalle. La vitesse de décomposition à un pH donné diminue aussi au fur et à mesure que les températures diminuent.

Sur l'Île-du-Prince-Édouard, les sols des trois sites (tableau 1), l'eau souterraine dans les secteurs de décharge en terre basse (tableaux C-1 à C-3) ainsi que les pluies printanières et les eaux de fonte, sont tous acides (pH = 4 à 7) et ces sources contribueront toutes à ralentir l'hydrolyse des résidus de l'aldicarbe en déplaçant le pH vers la zone de persistance maximale (pH = 5 à 6, figure 20).

De plus, certaines conditions anthropiques peuvent également inhiber la décomposition des résidus de pesticide. Le pesticide est épandu au moment de la plantation, vers la mi-mai, lorsque la température moyenne du sol à une profondeur de 150 mm est d'environ 7,0 °C (MacDougall et coll. 1981). La décomposition de l'aldicarbe sera beaucoup plus lente que si l'épandage est retardé jusqu'à la mi-juin (émergence des plants), époque à laquelle la température moyenne du sol à 150 mm de profondeur monte à environ 13,4 °C (MacDougall et coll. 1981). L'aldicarbe étant un pesticide

systémique, il est extrait du sol par le système racinaire de la plante. Toutefois, si le pesticide est épandu au moment de la plantation, il ne s'est pas encore développé de système racinaire qui puisse extraire le pesticide du sol et une proportion importante du pesticide épandu est lessivée avant d'avoir pu être extraite en quantité appréciable par la plante. Si l'on épandait le pesticide au moment de l'émergence du plant, le système racinaire pourrait absorber davantage d'aldicarbe.

Des engrais à base d'ammonium sont également épandus sur les champs au moment de la plantation. Les simulations effectuées à l'aide du modèle PHREEQE visant à étudier l'effet de l'oxydation de l'ammonium sur la demi-vie du  $ASO_2$ , bien qu'elles ne reflètent pas exactement les conditions qui règnent dans les sites, fournissent des renseignements qualitatifs qui montrent que l'oxydation de l'ammonium peut allonger la demi-vie des résidus de l'aldicarbe. Dans les simulations qui ont été effectuées avec PHREEQE, la demi-vie de ASO est passée de 2 jours à 460 jours après l'oxydation de 0,001 M d'ammonium.

#### **Sorption de l'aldicarbe et libération lente subséquente**

Il est improbable que des quantités importantes d'aldicarbe soient adsorbées à l'intérieur des trois sites étudiés. La sorption est généralement inversement proportionnelle à la solubilité du produit chimique (Moye et Miles 1988). Or, l'aldicarbe et ses deux produits de filiation sont tous relativement solubles dans l'eau ( $\geq 6000$  mg/L) (Carsel et coll. 1985).

D'après des études, il y a peu d'indication d'une sorption importante des trois composés de l'aldicarbe dans un sol où la teneur en matière organique n'est pas élevée, ce qui est le cas des sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard (Richey et coll. 1977; Miles et Delfino 1985; Lemley et coll. 1988). L'aldicarbe n'était pratiquement pas retardé dans des sols sableux (Palmyra) de Long Island (N.Y.), avec des valeurs de  $f_{co}$  inférieures à 2 % (Zhong et coll. 1986). Moye et Miles (1988) concluent que l'aldicarbe ne devrait être sorbé que dans les sols à forte teneur en matière organique. L'information présentée dans le tableau 1 (et dans le tableau A-1) montre que les sols des sites ne peuvent être considérés comme étant fortement organiques car les valeurs de  $f_{co}$  sont généralement inférieures à 2 % dans les 300 mm supérieurs et qu'elles tombent à environ 0,1 % sous cette profondeur.

Finalement des essais sur colonne en laboratoire effectués avec des échantillons prélevés sur les sites ont donné des facteurs de retardement de 1,25 et 1,26

pour l'aldicarbe et le sulfoxyde d'aldicarbe, respectivement. Cela signifie que les résidus de l'aldicarbe se déplacent à une vitesse moyenne égale à 80 % de la vitesse des eaux souterraines (Jackson et coll. 1989) et que le déplacement de l'aldicarbe doit donc être largement régi par celui des eaux souterraines dans le grès de l'Île-du-Prince-Édouard.

Pour les raisons susmentionnées, l'adsorption de l'aldicarbe et sa lente désorption subséquente ne peuvent à elles seules expliquer la persistance de ce pesticide sur les sites.

#### **Migration vers le bas de l'aldicarbe**

En général, les concentrations d'aldicarbe total mesurées avec les piézomètres dans les zones de réapprovisionnement des terres hautes (AC4 dans figure 12 pour Augustine Cove) étaient beaucoup plus faibles que les concentrations mesurées dans des puits plus loin sur la trajectoire de l'écoulement (c.-à-d. AC6, AC7 et AC9 sur figure 12). Sur la figure 13, on trouvera des indications qui confirment cette observation.

En outre, le pH dans les zones de réapprovisionnement situées dans les terres hautes a tendance à être égal ou supérieur à 7,0 (tableaux C-1 et C-2), ce qui donne à penser que la vitesse de décomposition des résidus de l'aldicarbe sera rapide relativement à ces pH (figure 20). Ainsi, toute contribution des résidus de l'aldicarbe provenant des puits situés en contrebas serait de beaucoup inférieure aux contributions originales mesurées dans les puits situés dans les terres hautes. Les concentrations mesurées dans les terres hautes avant toute migration du pesticide vers la zone de décharge sont inférieures à celles que l'on mesure dans les zones de décharge. Ainsi, le processus de migration vers le bas ne peut à lui seul expliquer les concentrations élevées et relativement constantes mesurées sur le terrain au cours du programme quinquennal de surveillance.

#### **Lente infiltration à travers la couche morainique non saturée**

Pour expliquer les concentrations mesurées sur le terrain, il faudrait qu'il y ait un flux continu relativement élevé de pesticide qui percole à travers la zone de vadose, à proximité directe des puits situés en contrebas, en plus des processus susmentionnés.

Auparavant, on croyait que l'infiltration verticale de l'eau dans la zone non saturée était principalement régie par les fractures et les macropores présents dans la zone non saturée. Toutefois, Foster (1975), Beven et Germann (1981) et d'autres ont proposé d'autres

mécanismes de réapprovisionnement pour expliquer l'infiltration dans la zone non saturée. On reconnaît maintenant que l'infiltration de l'eau et des solutés dans la zone non saturée dépend dans une large mesure de la porosité de la matrice ainsi que des fractures et des macropores. Les matériaux fracturés dont la matrice est très poreuse ont été qualifiés de milieux poreux fissurés ou de milieux à double porosité et comprennent notamment les grès, les calcaires et les craies. Les processus de réapprovisionnement qui ont lieu dans le grès de l'île-du-Prince-Édouard peuvent être analogues à ceux qui ont été proposés dans le cas de la craie dont est constituée une grande partie de la Grande-Bretagne (Foster 1975).

Dans des études portant sur les profils de tritium dans la craie de Grande-Bretagne, on a conclu que 85 % de l'écoulement total dans la zone de vadose (non saturée) se faisait par infiltration intergranulaire à raison de moins de 1 m par année. Foster (1975), en passant ce travail en revue, a proposé un nouveau modèle pour les mécanismes de réapprovisionnement dans la zone non saturée de craie de Grande-Bretagne. Reeves (1979) a bien décrit le modèle d'infiltration et les mécanismes proposés par Foster (1975). La craie se compose de deux éléments :

1. un espace de (micro) pores intergranulaires qui sont presque entièrement saturés dans un système sol-eau statique;
2. des fissures, fractures et macropores, dont la saturation varie, et qui permettent l'écoulement de l'eau ainsi que le stockage des eaux drainées librement (2-3 % de la porosité totale).

Le second groupe se subdivise lui aussi en deux classes. Pour des besoins de concision, le terme fissure désignera à la fois les fissures, les fractures et les macropores du second groupe.

- 2.a microfissures—ouvertures abondantes, petites et efficaces, permettant un écoulement lent mais persistant de l'eau vers la zone non saturée;
- 2.b macrofissures—ouvertures rares, efficaces d'environ 1 mm, permettant un écoulement rapide de l'eau vers la zone non saturée lors de fortes précipitations ainsi que l'écoulement de l'eau vers la zone saturée.

Dans le modèle de zone non saturée proposé, l'eau qui s'infiltré après une irrigation ou des averses de pluie sert d'abord à compenser un déficit en eau dans les pores intergranulaires qui résulte de l'évapotranspiration à partir de la zone des racines. Ensuite, les

microfissures se remplissent pour remplacer l'eau perdue par évapotranspiration ou drainage par gravité. L'infiltration en excès de ce volume de remplacement remplit progressivement des pores de plus en plus gros, en activant ainsi l'écoulement dans les macrofissures. L'écoulement qui s'amorce dans les macrofissures fait beaucoup augmenter la conductivité hydraulique du sol dans la zone non saturée, ce qui fait augmenter la conductivité hydraulique du sol jusqu'au moment où est atteinte la conductivité hydraulique du sol saturé ou jusqu'à ce que la conductivité soit égale à la vitesse d'infiltration des eaux de pluie ou d'irrigation (Reeves 1979).

Le volume et l'intensité des averses de pluie nécessaires pour produire l'écoulement dans les macrofissures dépend beaucoup des conditions d'humidité antérieure. L'écoulement qui s'établit dans ces gros pores entraînera la transmission rapide de l'eau et des solutés (jusqu'à plusieurs mètres à l'heure) et, selon la continuité des pores, il peut expliquer la réponse rapide de la nappe phréatique aux infiltrations (Reeves 1979). Il est peu probable que les solutés entraînés dans les macrofissures aient le temps de diffuser dans une large mesure à l'intérieur de la matrice intergranulaire.

Les infiltrations suffisamment intenses pour provoquer l'écoulement dans les macropores ne sont peut-être pas si courantes. En se basant sur les concentrations de tritium dans la zone saturée de craie de Grande-Bretagne, Reeves (1979) a estimé que seulement 10 %-20 % de l'infiltration annuelle se faisait par écoulement rapide à travers les macropores, le reste se faisant par écoulement lent intergranulaire dans les microfissures.

L'infiltration lente de l'eau de réapprovisionnement a des répercussions importantes sur le transport des solutés dans la zone non saturée. Si une proportion importante de l'infiltration se fait par écoulement lent dans les microfissures (environ 70 mm/jour dans le cas de la craie de Grande-Bretagne) (Oakes 1979), alors les solutés peuvent avoir le temps de se déplacer latéralement par diffusion moléculaire à partir de l'eau des microfissures vers la matrice poreuse. Le temps pendant lequel la diffusion peut avoir lieu, l'ouverture des fissures et la porosité de la matrice sont tous des facteurs qui influent fortement sur l'étendue de la diffusion du soluté (Foster et Smith-Carington 1980).

L'écoulement de l'eau dans les microfissures accroît le degré de diffusion du soluté dans la matrice en augmentant à la fois le temps de séjour et la surface de contact entre la solution qui s'infiltré et la matrice (Oakes 1979). Le processus de diffusion est considéré comme étant réversible, les solutés diffusant dans la matrice quand leurs concentrations sont plus élevées

dans l'eau qui s'écoule dans les microfissures que dans l'eau qui se trouve dans les pores de la matrice, et rediffusant vers l'eau des fissures à partir de la matrice lorsque le gradient chimique est inversé. Pendant les périodes sans infiltration, les solutés présents dans l'eau des pores de la matrice diffuseront dans ces pores où un équilibre des concentrations s'établira (Foster 1975). Foster (1975) et Oakes (1979) ont avancé l'hypothèse selon laquelle ces mécanismes peuvent expliquer la différence observée entre la vitesse de l'eau (250 m/an) et du tritium (1 m/an) dans la craie de Grande-Bretagne, ce qui explique en même temps la persistance des concentrations élevées de tritium dans la zone de vadose supérieure. Reeves (1979) cite les travaux de Young et coll. et de Mercer et Hill qui ont constaté que les ions nitrate et chlorure se comportent de la même façon que les ions tritium dans cette craie. Foster (1975) conclut que le processus de diffusion proposé présente une capacité considérable pour le stockage des solutés.

S'il se produit un réapprovisionnement analogue sur l'Île-du-Prince-Édouard, il est possible qu'un réservoir de résidus d'aldicarbe se soit constitué dans la zone vadose par diffusion et que les résidus d'aldicarbe stockés soient ensuite lentement libérés et lessivés jusqu'à la nappe phréatique. Cette hypothèse est étayée par une étude réalisée à Long Island, dans l'État de New York. Pacenka et coll. (1987) ont constaté que des quantités importantes d'aldicarbe étaient stockées dans la zone de vadose même si cette zone était constituée de matériau à gros grains et si elle était très perméable. Les résidus d'aldicarbe étaient encore lessivés vers la nappe phréatique cinq ans après le dernier épandage de pesticide effectué à Long Island. Il est donc possible que l'infiltration lente des résidus de pesticide soit en partie responsable de la nature persistante des résidus de l'aldicarbe dans les grès de l'Île-du-Prince-Édouard.

## Diffusion dans la matrice de grès saturée

Dès processus de diffusion dans la matrice dans la zone saturée peuvent aussi en partie expliquer la persistance de l'aldicarbe dans le grès de l'Île-du-Prince-Édouard. Grisak et Pickens (1981) ont montré que des concentrations de soluté relativement élevées peuvent diffuser à partir de l'eau mobile des fractures vers l'eau relativement immobile de la matrice de l'assise rocheuse saturée, ce qui permet avec le temps de stocker des quantités importantes de soluté. Au fur et à mesure que les conditions changent et que l'eau présentant une concentration plus faible de soluté passe à travers les fractures, le gradient chimique s'inverse et la diffusion se fait dans le sens inverse, augmentant ainsi le degré de contamination dans l'eau mobile des fractures.

Francis et Gale (1988) ont noté des porosités intergranulaires (matrice) s'élevant en moyenne à 16 % dans les grès fracturés de l'Île-du-Prince-Édouard, signe que le mécanisme de diffusion dans la matrice permettrait le stockage d'une grande quantité de résidus d'aldicarbe et pourrait expliquer en partie la persistance de l'aldicarbe observée sur le terrain.

LEACHMP constitue un modèle unidimensionnel pour simuler le transport d'un soluté dans un milieu poreux unique. Il ne permet pas d'expliquer le stockage temporaire de l'aldicarbe dans un système à double porosité comme les grès fracturés de l'Île-du-Prince-Édouard. On ne peut donc s'attendre à pouvoir reproduire les résultats observés sur le terrain aux trois sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard si les mécanismes décrits ici retiennent les résidus d'aldicarbe pour ensuite les libérer lentement vers la nappe phréatique.

## Résumé et conclusions

L'Île-du-Prince-Édouard dépend de ses eaux souterraines pour presque tous ses besoins en eau. Son économie dépend aussi de l'agriculture et de son utilisation des pesticides. Pour s'assurer que l'emploi des pesticides ne nuit pas à la qualité des réserves d'eau souterraine, il faut arriver à bien comprendre le devenir des pesticides dans le sous-sol. Le résumé et les conclusions qui suivent ont été tirées de l'étude du devenir de l'aldicarbe dans les grès et sur la couche morainique qui les recouvre sur l'Île-du-Prince-Édouard :

1. Les résultats du programme quinquennal de surveillance de la qualité des eaux souterraines (1985-1989) révèlent que la concentration des résidus d'aldicarbe est restée relativement élevée sur les trois sites étudiés sur l'Île-du-Prince-Édouard. Par exemple, on a mesuré des concentrations d'aldicarbe total allant jusqu'à 6,6 ppb et 5,6 ppb sur les sites d'Augustine Cove et de Mill Valley, respectivement, avec des échantillons d'eau souterraine prélevés plus de deux ans après le dernier épandage de pesticide. Les concentrations d'aldicarbe total étaient relativement constantes pendant la durée du programme de surveillance et l'on a observé peu de variation à court terme pendant une période d'échantillonnage fréquent en mai 1988.

Les concentrations d'aldicarbe total étaient en général plus faibles dans les sites dont l'épaisseur de la zone saturée était plus grande. Dans le cas d'une épaisseur plus grande de la zone non saturée, les conditions étaient plus alcalines et l'eau présentait un pH plus élevé, accélérant ainsi la décomposition des résidus de l'aldicarbe.

2. Les rapports  $ASO_2$ /aldicarbe total étaient relativement constants pendant la période de cinq ans sur laquelle s'est étalé l'échantillonnage. Les valeurs du rapport étaient plus élevées que celles que l'on trouve dans des études effectuées aux États-Unis. Cette différence est probablement due à la teneur élevée en oxygène dans les eaux souterraines des sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard et qui peuvent favoriser l'oxydation du sulfoxyde d'aldicarbe en sulfone d'aldicarbe, élevant ainsi la valeur du rapport  $ASO_2$ /aldicarbe total. Le pH et la température qui inhibent la décomposition de l'aldicarbe sur l'Île-du-Prince-Édouard peuvent aussi expliquer en partie les valeurs élevées obtenues pour le rapport. En inhibant la décomposition des résidus de l'aldicarbe, le système a davantage de temps pour évoluer vers  $ASO_2$  par transformation, ce qui augmente les valeurs du rapport.

3. Les concentrations de nitrate traduisaient également une persistance remarquable puisqu'elles étaient restées relativement constantes pendant les cinq années de la période d'échantillonnage. Les données relevées sur le terrain montrent qu'il existe peut-être une relation entre des concentrations élevées de résidus d'aldicarbe et des concentrations élevées de nitrate. L'acidité produite par la nitrification des engrais à l'ammonium peut abaisser le pH jusqu'à un point où la décomposition de l'aldicarbe est inhibée, ce qui fait persister des résidus de l'aldicarbe en concentrations élevées. Des simulations effectuées avec le modèle PHREEQE montrent également que l'oxydation de l'ammonium inhibe peut-être la décomposition des résidus de l'aldicarbe.

4. Les sites choisis sur l'Île-du-Prince-Édouard ont été testés hydrauliquement. Des essais de puits effectués dans les piézomètres peu profonds ont donné une gamme de conductivités hydrauliques de  $1,5 \times 10^{-7}$  m/s à  $1,0 \times 10^{-3}$  m/s avec une moyenne géométrique de  $2,9 \times 10^{-5}$  m/s. Dans le cas de l'essai de puits à découvert effectué dans les trous de forage inclinés du site d'Augustine Cove, on a obtenu des conductivités hydrauliques qui variaient d'une moyenne géométrique de  $1,7 \times 10^{-6}$  m/s à  $3,2 \times 10^{-5}$  m/s. Les trois essais de pompage à court terme effectués au site d'Augustine Cove ont donné une gamme de transmissivités allant de  $1,0 \times 10^{-4}$  m<sup>2</sup>/s à  $3,1 \times 10^{-4}$  m<sup>2</sup>/s ainsi qu'une capacité d'emmagasinement de  $1,2 \times 10^{-2}$  à  $2,7 \times 10^{-4}$ .

5. Il n'a pas été possible d'étalonner les résultats obtenus avec LEACHMP à partir des données recueillies sur les sites de l'Île-du-Prince-Édouard. Cette incapacité du système à reproduire les concentrations observées sur le terrain donne à penser qu'il existe peut-être un mécanisme de stockage qui retient le pesticide sous forme non décomposée puis libère lentement les résidus de l'aldicarbe qui sont entraînés vers la nappe phréatique avec le temps. La persistance à long terme des résidus de l'aldicarbe ainsi que les longues demi-vies prévues dans les meilleures simulations obtenues avec le modèle montrent que la décomposition des résidus de l'aldicarbe est inhibée.

L'acidité du sol et de l'eau de réapprovisionnement sur l'Île-du-Prince-Édouard ainsi que les faibles températures au moment de l'épandage de l'aldicarbe «à la plantation» ainsi que l'oxydation des engrais à base d'ammonium semblent contribuer à la décomposition des résidus de l'aldicarbe.

Le mécanisme le plus vraisemblable pour expliquer l'infiltration lente du pesticide à travers la zone saturée ainsi que le stockage des résidus d'aldicarbe dans la zone saturée des grès de l'Île-du-Prince-Édouard est un processus de diffusion dans la matrice.

6. On a étudié la sensibilité de LEACHMP. Ce modèle simule le transport des solutés dans un milieu poreux unique. Les résultats de l'étude de sensibilité risquent donc de ne pas être strictement applicables au cas de l'Île-du-Prince-Édouard. Toutefois, les études de sensibilité ont été utiles pour déterminer quels paramètres pourraient servir à ajuster les prévisions fournies par le modèle lors des tentatives d'étalonnage. Les résultats indiquent que la concentration d'aldicarbe total prévue par LEACHMP est particulièrement sensible à la valeur des constantes de vitesse d'oxydation et d'hydrolyse. Elle est également sensible à la valeur de la dispersivité et au moment de l'épandage du pesticide. La concentration d'aldicarbe total au niveau de la nappe phréatique s'est révélée relativement sensible à la profondeur d'incorporation du pesticide et à la valeur du coefficient d'évaporation à partir du bac évaporatoire.

D'après les conclusions tirées de l'étude, il semble que si les épandages d'aldicarbe doivent se poursuivre, il faudrait qu'ils aient lieu au moment de l'émergence des plants plutôt qu'au moment de la plantation. On profiterait ainsi des températures plus élevées du sol et

de l'existence d'un système racinaire à travers lequel le pesticide peut être absorbé. Le fait de procéder à l'épandage au moment de l'émergence des plants a également l'avantage de séparer l'épandage du pesticide de l'épandage des engrais à base d'ammonium qui se fait actuellement en même temps que la plantation des pommes de terre de semence. Si les deux types d'épandage ne se font pas en même temps, alors l'acidité produite par l'oxydation des engrais à base d'ammonium peut être partiellement neutralisée avant l'épandage du pesticide. On peut ainsi atténuer les effets néfastes de l'oxydation des engrais à base d'ammonium sur la décomposition des résidus d'aldicarbe.

D'après les résultats du programme de surveillance, il semble qu'il puisse exister une relation entre les concentrations excessives d'aldicarbe et de nitrate. Il est donc peut-être possible d'utiliser le dosage des nitrates dans les réserves d'eau domestique pour déterminer quels sont les puits dans lesquels on devrait rechercher les résidus de l'aldicarbe.

Les simulations effectuées avec LEACHMP montrent qu'il faudrait utiliser une extension du modèle LEACHMP pour pouvoir simuler les conditions de l'Île-du-Prince-Édouard. Cette extension du modèle devrait prendre en compte un mécanisme qui expliquerait le stockage du pesticide par diffusion dans la matrice, dans les zones non saturée et saturée.

## Références

- Beven, K., et P. Germann. 1981. Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *J. Soil Sci.* 32: 15–29.
- Bohn, H.L., B.L. McNeal, et G.A. O'Connor. 1979. *Soil chemistry*. John Wiley and Sons. 329 p.
- Carr, P.A. 1969. Salt-water intrusion in Prince Edward Island. *Can. J. Earth Sci.* 63(6): 63–74.
- Carr, P.A. 1971. Use of harmonic analysis to study tidal fluctuations in aquifers near the sea. *Water Resour. Res.* 7(3): 632–643.
- Carsel, R.F., L.A. Mulkey, N.N. Lorber, et L.B. Baskin. 1985. The pesticide root zone model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecol. Modelling* 30: 49–69.
- Carsel, R.F., R.S. Parrish, R.L. Jones, J.L. Hansen, et R.L. Lamb. 1988. Characterizing the uncertainty of pesticide leaching in agricultural soils. *J. Contaminant Hydrol.* 2: 111–124.
- Carsel, R.F., C.N. Smith, L.A. Mulkey, J.D. Dean, et P. Jowise. 1984. User's manual for the pesticide root zone model (PRZM), release 1. EPA-600/3-84-109, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Ga. 216 p.
- Cooper, H.H., J.D. Bredehoeft, et I.S. Papadopoulos. 1967. Response of a finite diameter well to an instantaneous charge of water. *Water Resour. Res.* 3(1): 263–269.
- Dierberg, F.E., et C.J. Given. 1986. Aldicarb studies in groundwaters from Florida citrus groves and their relation to ground-water protection. *Ground Water* 24: 16–22.
- Donigian, A.S., et P. Rao. 1986. Overview of terrestrial processes and modelling. Dans *Vadose zone modelling of organic pollutants*, préparé par S.C. Hern et S.M. Melancon, 1–35. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers Inc.
- Enfield, C.G., R.F. Carsel, S.Z. Choen, T. Phan, et D.M. Walters. 1982. Method for approximating pollutant transport to ground water. *Ground Water* 20(6): 711–722.
- Foster, S.S.D. 1975. The chalk groundwater tritium anomaly—a possible explanation. *J. Hydrol.* 25: 159–165.
- Foster, S.S.D., et A. Smith-Carington. 1980. The interpretation of tritium in the Chalk unsaturated zone. *J. Hydrol.* 46: 343–364.
- Francis, R.M. 1989. Hydrogeology of the Winter River basin, Prince Edward Island. Water Resources Branch, Department of the Environment, Île-du-Prince-Édouard. 118 p.
- Francis, R.M., et J.E. Gale. 1988. Permeability distribution in a fractured sedimentary aquifer system. Dans *International Ground Water Symposium on Hydrology of Cold and Temperate Climates and Hydrology of Mineralized Zones*, préparé par C.L. Lin, 71–80. Halifax (N.-É.)
- Francis, R.M., J.E. Gale, et L.C. Atkinson. 1984. Characterization of aquifer zones in a fractured porous media. Proceedings, International Groundwater Symposium on Groundwater Resource Utilization and Contaminant Hydrogeology, Montréal 1: 33–43.
- Grisak, G.E., et J.F. Pickens. 1981. An analytical solution for solute transport through fractured media with matrix diffusion. *J. Hydrol.* 52: 47–57.
- Harkin, J.M., F.A. Jones, R.N. Fathulla, E.K. Dzantor, et D.G. Kroll. 1986. Fate of aldicarb in Wisconsin groundwater. Dans *ACS Symposium Series — Evaluation of Pesticides in Ground Water*, préparé par W.Y. Garner, R.C. Honeycutt, et H.N. Nigg, 315(12): 219–255. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Hillel, D., 1980a. *Applications of soil physics*. San Diego, Calif.: Academic Press, Inc. 385 p.
- Hillel, D., 1980b. *Fundamentals of soil physics*. San Diego, Calif.: Academic Press, Inc., 413 p.
- Hutson, J.L., et A. Cass. 1987. A retentivity function for use in soil-water simulation models. *J. Soil Sci.* 38: 105–113.
- Hvorslev, M.J. 1951. Time lag and soil permeability in groundwater observations. *Waterways Experiment Station, U.S. Army Corps Engineering Bulletin*, Vol. 36, Vicksburg, Miss.
- Jackson, R.E., J.P. Mutch, et M.W. Priddle. 1989. Persistence of aldicarb residues in the sandstone aquifer of Prince Edward Island, Canada. *J. Contaminant Hydrol.* 6: 21–35.
- Jones, R.L. 1986. Field, laboratory, and modelling studies of the degradation and transport of aldicarb residues in soil and groundwater. Dans *ACS Symposium Series — Evaluation of Pesticides in Ground Water*, préparé par W.Y. Garner, R.C. Honeycutt et H.N. Nigg, 315(11): 197–218. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Jones, R.L., G.W. Black, et T.L. Estes. 1986. Comparison of computer model predictions with unsaturated zone field data for aldicarb and aldoxy-carb. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 1027–1037.
- Jury, W.A., 1986. Adsorption of organic chemicals onto soil. Dans *Vadose zone modelling of organic pollutants*, préparé par S.C. Hern et S.M. Melancon, 177–189. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers Inc.
- Jury, W.A., et R.L. Valentine. 1986. Transport mechanisms and loss pathways for chemicals in soil. Dans *Vadose zone modelling of organic*

- pollutants*, préparé par S.C. Hern et S.M. Melancon, 37-60. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers Inc.
- Karickhoff, S.W. 1984. Organic pollutant sorption in aquatic systems. *J. Hydraul. Eng.* 110(6): 707-735.
- Karickhoff, S.W., D.S. Brown, et T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.* 13: 241-248.
- Lapcevic, P.A., et K.S. Novakowski. 1988. The hydrology of a sandstone aquifer underlying a field near Augustine Cove, PEI: Preliminary results. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.) 38 p.
- Lemley, A.T., R.J. Wagenet, et W.Z. Zhong. 1988. Sorption of aldicarb and its oxidation products in a soil-water flow system as a function of pH and temperature. *J. Environ. Qual.* 17(3): 408-414.
- Light, T.S. 1972. Standard solution for redox potential measurements. *Anal. Chem.* 44(6): 1038-1039.
- Lightfoot, E.N., P.S. Thorne, R.L. Jones, et J.L. Hansen, R.R. Romine. 1987. Laboratory studies on mechanisms for the degradation of aldicarb, aldicarb sulfoxide, and aldicarb sulfone. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 377-394.
- Linsley, R.K., M.A. Kohler, et J.L.H. Paulhus. 1982. *Hydrology for engineers*, 3<sup>e</sup> éd. New York: McGraw-Hill Book Company. 508 p.
- MacDougall, J.I., C. Veer, et F. Wilson. 1981. Soils of Prince Edward Island. Agriculture Canada, Direction générale de la recherche, Charlottetown (I-P.-E.). 139 p.
- Matheson, R.A.F., R.M. Francis, W.R. Ernst, D.E. Jardine, M.N. Gill, et P.A. Hennigar. 1987. Assessment of Prince Edward Island groundwater for the pesticide aldicarb. Rapport conjoint fédéral-provincial, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Surveillance Report EPS-5-AR-87-4. 42 p.
- Miles, C.J., et J.J. Delfino. 1985. The fate of aldicarb, aldicarb sulfoxide, and aldicarb sulfone in Floridan groundwater. *J. Agric. Food Chem.* 33: 455-460.
- Moye, H.A., et C.J. Miles. 1988. Aldicarb contamination of groundwater. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, préparé par G.W. Ware, 105: 99-146.
- Mutch, J.P. 1988. A comparison of two unsaturated zone pesticide transport models for their applicability in modelling aldicarb migration in the PEI sandstone: (PRZM vs LEACHM). Ground Water Studies Group, Université du Nouveau-Brunswick. Rap. inédit 20 p.
- Oakes, D.B. 1979. The movement of water and solutes through the unsaturated zone of the Chalk in the United Kingdom. Dans *Surface and subsurface hydrology*, préparé par H.J. Morel-Seytoux, 447-459. Third International Hydrology Symposium on Theoretical and Applied Hydrology, Fort Collins, Colo.
- Ou, L.T., K.S.V. Edvardsson, et P.S.C. Rao, 1985a. Aerobic and anaerobic degradation of aldicarb in soils. *J. Agric. Food Chem.* 33: 72-78.
- Ou, L.T., K.S.V. Edvardsson, J.E. Thomas, et P.S.C. Rao. 1985b. Aerobic and anaerobic degradation of aldicarb sulfone in soils. *J. Agric. Food Chem.* 33: 545-548.
- Ou, L.T., P.S.C. Rao, K.S.V. Edvardsson, R.E. Jessup, A.G. Hornsby, et R.L. Jones. 1988. Aldicarb degradation in sandy soils from different depths. *Pestic. Sci.* 23: 1-12.
- Pacenká, S., K.S. Porter, Y.B. Zecharias, et H.B.F. Hugues. 1987. Changing aldicarb residue levels in soil and groundwater, eastern Long Island, New York. *J. Contaminant Hydrol.* 2: 73-91.
- Parkhurst, D.L., D.C. Thorstenson, et N.L. Plummer. 1980. PHREEQE — A computer program for geochemical calculations. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations 80-96. 146 p.
- Patterson, R.J., et J.F. Devlin. 1985. An improved method for slug tests in small-diameter piezometers. *Ground Water* 23(6): 804-805.
- Priddle, M.W., R.E. Jackson, et J.P. Mutch. 1989. Contamination of the sandstone aquifer of Prince Edward Island, Canada by aldicarb and nitrogen residues. *Ground Water Monitoring Rev.* 9: 134-140.
- Priddle, M.W., R.E. Jackson, A.S. Crowe, et J.P. Mutch. 1988. Aldicarb and nitrogen residues in a sandstone aquifer. Agricultural Impacts on Ground Water, Conference Proceedings, NWWA, Dublin, Ohio, 191-210.
- Priddle, M.W., R.E. Jackson, K.S. Novakowski, S. Denhoed, B.W. Graham, R.J. Patterson, D. Chaput, et D.E. Jardine. 1987. Migration and fate of aldicarb in the sandstone aquifer of Prince Edward Island. *Water Pollut. Res. J. Can.* 22(1): 173-185.
- Reeves, M.J. 1979. Recharge and pollution of the English Chalk: Some possible mechanisms. *Eng. Geol.* 14: 231-240.
- Richey, F.A., W.J. Bartley, et K.P. Sheets. 1977. Laboratory studies on the degradation of (the pesticide) aldicarb in soils. *J. Agric. Food Chem.* 25: 47-51.
- Rothschild, E.R., R.J. Manser, et M.P. Anderson. 1982. Investigation of aldicarb in Ground Water in selected areas of the Central Sand Plain of Wisconsin. *GroundWater* 20: 437-445.
- Santé et Bien-être Social Canada. 1988. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.
- Supak, J.R., A.R. Swoboda, et J.B. Dixon. 1977. Volatilization and degradation losses of aldicarb from soils. *J. Environ. Qual.* 6: 413-417.
- Tennessee Valley Authority. 1985. A review of field-scale physical solute transport in saturated and

- unsaturated porous media. Electrical Power Research Institute, Project 2485-5, EPRI EA-4190, pp. 3.28-3.33.
- Valentine, R.L. 1986. Nonbiological transformation. Dans *Vadose zone modelling of organic pollutants*, préparé par S.C. Hern et S.M. Melançon, 223-243. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers Inc.
- Valentine, R.L., et J.L. Schnoor. 1986. Biotransformation. Dans *Vadose zone modelling of organic pollutants*, préparé par S.C. Hern et S.M. Melançon, 191-222. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers Inc.
- van de Poll, H.W. 1983. Geology of Prince Edward Island. Charlottetown, Î.-P.-É.: Imprimeur de la reine. 66 p.
- Wagenet, R.J. 1986. Principles of modelling pesticide movement in the unsaturated zone. Dans ACS Symposium Series—Evaluation of Pesticides in Ground Water, préparé par W.Y. Garner, R.C. Honeycutt, et H.N. Nigg. 315(17): 331-341. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Wagenet, R.J., et J.L. Hutson. 1987. LEACHM: Leaching Estimation And Chemistry Model. Vol. 2. Water Resources Institute Continuum, Center for Environmental Research, Cornell University, Ithaca, N.Y. 80 p.
- Ware, G.W., 1978. *The pesticide book*. San Francisco: W.H. Freeman and Company. 197 pp.
- Wartenberg, D. 1988. Groundwater contamination by Temik aldicarb pesticide: The first 8 months. *Water Resour. Res.* 24:(2): 185-194.
- Weast, R.C., éd. 1987. *CRC handbook of chemistry and physics*. 68<sup>e</sup> éd. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.
- Zhong, W.Z., A.T. Lemley, et R.J. Wagenet. 1986. Quantifying pesticide adsorption and degradation during transport through soil to ground water. Dans ACS Symposium Series—Evaluation of Pesticides in Ground Water, préparé par W.Y. Garner, R.C. Honeycutt et H.N. Nigg, 315(4): 61-77. American Chemical Society, Washington, D.C.

**Annexe A**  
**Proportion de carbone organique dans des**  
**échantillons de sol provenant d'Augustine**  
**Cove et de Mill Valley**

**Tableau A-1. Proportion de carbone organique dans des échantillons de sol provenant d'Augustine Cove and Mill Valley**

Site	Échantillon n°	Profondeur sous la classe (mm)	Valeur de $f_{oc}$ (%)	Écart type	Nombre d'échantillons identiques
Augustine Cove	AC1	150	1,069	0,039	2
	AC2	150	1,002	0,058	2
	AC3	300	0,122	0,011	2
	AC4	300	0,127	0,017	2
	AC5	500	0,053	0,002	2
	AC6	500	0,058	0,004	2
	AC7	8 m (déblais de forage)	<0,004		2
	Silice n° 2	Sable de garniture)	<0,004		3
Mill Valley	MV1	150	1,460	0,107	2
	MV2	150	1,351	0,240	2
	MV3	300	3,832	0,177	2
	MV4	300	0,327	0,203	2
	MV5	500	0,301	0,011	2
	MV6	500	0,279	0,008	2
	MV7	1000	0,054	0,001	2
	MV8	1000	0,060	0,002	2

**Annexe B**  
**Résultats hydrogéologiques obtenus sur les sites**

Tableau B-1. Hauteurs de la colonne hydraulique—Augustine Cove (1987–1989)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Hauteur au sommets du tuyau (m)	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)							
			5 juin 1987	29 juin 1987	31 juil. 1987	24 août 1987	14 oct. 1987	26 fév. 1988	4 mai 1988	11 mai 1988
AC1	18,80	19,48	8,43	9,07	8,20	7,85	7,80	10,01	11,32	11,18
AC2	12,70	19,37	8,28	8,94	8,06	7,72	7,66	9,88	11,22	11,09
AC25	8,51	19,53	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	11,63	11,61
AC3	16,70	17,28	7,54	7,99	7,26	6,89	6,90	8,93	9,97	9,76
AC4	12,70	17,73	7,47	7,97	7,23	6,85	6,86	8,93	9,97	9,76
AC34	10,20	17,32	7,47	7,97	7,23	6,86	6,86	8,93	9,97	9,76
AC5	9,60	12,36	7,47	7,95	7,26	6,91	6,92	8,83	9,83	9,62
AC6	6,60	12,10	7,45	7,95	7,21	6,81	6,81	8,89	9,89	9,69
AC35	3,50	12,53	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	9,90	9,68
AC7	6,60	10,94	7,43	7,94	7,19	6,79	6,79	8,82	9,79	9,62
AC8	3,60	11,15	7,44	7,94	7,19	6,80	Sec	8,88	9,83	9,65
AC36	2,90	11,25	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	9,70	9,61
AC9	5,10	10,12	NE	NE	8,92	8,61	7,18	8,92	NE	9,67
AC10	3,60	11,39	7,65	8,10	7,44	7,14	7,21	8,97	10,20	9,74
AC30	10,50	11,23	7,69	8,11	7,48	7,19	7,25	8,91	9,84	9,61
AC22	16,90	20,02	8,86	9,59	8,90	8,39	8,22	10,09	11,02	11,03
AC23	9,10	19,96	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	11,37	11,32
AC24	5,60	19,93	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec
AC26	10,00	17,52	7,67	8,18	7,43	7,09	7,10	9,12	10,31	10,03
AC27	9,50	10,14	7,39	7,82	7,20	6,89	6,90	8,62	9,56	9,33
AC28	6,60	10,42	7,42	7,85	7,22	6,90	6,82	8,69	9,54	9,34
AC29	2,20	9,63	7,72	8,05	7,32	6,99	7,75	NE	8,96	8,80
AC31	10,60	11,26	7,81	8,21	7,61	7,33	7,42	8,95	9,75	9,62
AC32	6,50	11,37	8,09	8,48	7,75	7,47	7,67	9,16	9,97	9,77
AC33	2,30	11,13	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	9,97	9,65

Niveau du ruisseau, 11 juin 1987 = 8,06 m (coupe transversale ABCD dans le figure 6b).

NE = Non enregistré.

Tableau B-1. (suite)

## Hauteurs de la colonne hydraulique (m)

Piéz. n°	18 mai 1988	19 mai 1988	20 mai 1988	25 mai 1988	1 <sup>er</sup> juin 1988	19 juin 1988	4 juil. 1988	10 juil. 1988	30 déc. 1988	4 mars 1989
AC1	10,54	10,50	10,49	10,38	9,95	9,06	8,60	8,45	8,99	8,04
AC2	10,42	10,38	10,37	10,26	9,81	8,91	8,44	8,29	8,92	7,89
AC25	10,83	10,77	10,76	10,65	10,23	10,19	10,18	10,17	10,17	10,16
AC3	9,42	9,45	9,44	9,32	9,02	8,20	7,74	7,60	8,15	7,13
AC4	9,40	9,45	9,44	9,32	9,02	8,19	7,72	7,57	8,13	7,05
AC34	9,42	9,45	9,44	9,32	9,02	8,19	7,72	7,58	8,14	7,09
AC5	9,29	9,33	9,31	9,17	8,88	8,13	7,71	7,58	8,09	7,10
AC6	9,40	9,41	9,40	9,28	8,98	8,15	7,68	7,54	8,10	7,04
AC35	9,39	9,41	9,40	9,28	8,98	8,47	Sec	Sec	8,37	Sec
AC7	9,32	9,34	9,31	9,21	8,91	8,10	7,63	7,47	8,02	6,94
AC8	9,41	9,39	9,26	9,27	8,97	8,14	7,67	7,53	8,08	7,00
AC36	9,50	9,40	9,36	9,28	9,07	8,17	Sec	Sec	8,12	Sec
AC9	9,53	9,53	9,46	9,23	8,98	8,24	7,84	7,72	NE	5,62
AC10	9,66	9,60	9,52	9,28	9,04	8,29	7,88	7,75	8,27	7,31
AC30	9,35	9,36	9,33	9,15	8,92	8,26	7,91	7,79	8,25	7,42
AC22	10,42	10,39	10,40	10,29	9,96	9,39	9,10	9,02	9,36	8,68
AC23	10,62	10,58	10,59	10,48	10,12	9,69	9,61	9,68	9,68	9,60
AC24	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec
AC26	9,64	9,68	9,67	9,54	9,21	8,38	7,90	7,75	8,34	7,30
AC27	9,00	9,02	8,98	8,84	8,59	7,94	7,60	7,49	7,97	7,09
AC28	9,06	9,08	9,05	8,89	8,69	8,00	8,15	7,52	8,03	7,11
AC29	9,00	8,71	8,64	8,58	8,78	8,08	8,47	7,87	8,61	8,55
AC31	9,32	9,33	9,31	9,17	8,95	8,35	8,03	7,92	8,28	7,60
AC32	9,51	9,53	9,51	9,36	9,16	8,53	8,20	8,10	8,53	7,82
AC33	9,96	9,87	9,81	9,59	9,85	9,36	9,52	9,20	Sec	Sec

Tableau B-2. Hauteurs de la colonne hydraulique — Mill Valley (1987-1989)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Hauteur au sommet du tuyau (m)	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)				
			5 juin 1987	29 juin 1987	31 juil. 1987	24 août 1987	17 oct. 1987
MV12	18,80	24,14	12,68	12,65	12,41	12,31	12,17
MV13	12,70	24,14	12,79	12,74	B	B	B
MV38	9,90	24,06	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec
MV14	18,80	20,37	10,37	10,36	10,20	10,15	10,07
MV15N	12,28	20,36	NE	NE	NE	NE	NE
MV37N	9,92	19,60	NE	NE	NE	NE	NE
MV16	9,60	12,10	9,01	9,04	8,93	8,90	8,88
MV17	5,60	11,74	8,99	9,02	8,92	8,89	8,87
MV18N	4,45	11,67	NE	NE	NE	NE	8,88
MV19	9,60	12,05	9,04	9,07	8,97	8,88	8,92
MV20	9,60	13,02	9,41	9,46	9,32	9,28	9,25
MV21	5,00	12,66	9,41	9,45	9,31	9,28	9,25
MV39	13,20	25,00	15,29	15,26	14,96	14,82	14,54
MV40	12,91	21,00	NE	NE	NE	NE	10,76
MV41	6,07	13,15	NE	NE	NE	NE	8,85

Niveau du ruisseau, 17 juin 1987 = 8,83 m (coupe transversale JLM, figure 8b).

NE = Non enregistré.

B = Piézomètre brisé.

Tableau B-2. (suite)

Piéz. n°	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)						
	26 fév. 1988	4 mai 1988	11 mai 1988	12 mai 1988	19 mai 1988	25 mai 1988	1 <sup>er</sup> juin 1988
MV12	13,39	14,43	14,20	14,15	13,85	13,68	13,55
MV13	12,50	B	B	B	B	B	B
MV38	Sec	14,96	14,69	14,64	14,25	14,07	Sec
MV14	10,84	11,77	11,51	11,45	11,20	11,05	10,92
MV15N	NE	11,91	11,64	11,57	11,29	11,11	10,95
MV37N	NE	12,02	11,77	11,72	11,41	11,22	11,05
MV16	9,34	10,10	9,81	9,77	9,57	9,45	9,35
MV17	NE	10,11	9,82	9,78	9,58	9,46	9,35
MV18N	9,28	9,82	9,56	9,52	9,37	9,28	9,22
MV19	9,36	10,02	9,73	9,70	9,52	9,41	9,33
MV20	9,80	10,53	10,25	10,20	10,00	9,87	9,78
MV21	9,80	10,53	10,26	10,21	10,01	9,88	9,78
MV39	NE	13,88	16,62	16,58	16,31	16,19	16,05
MV40	NE	12,87	12,72	12,68	12,40	12,22	12,06
MV41	9,37	10,44	10,13	10,07	9,82	9,66	9,54

Tableau B-2. (suite)

Piéz. n°	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)				
	19 juin 1988	4 juil. 1988	10 juil. 1988	30 déc. 1988	4 mars 1989
MV12	13,15	12,96	12,94	12,87	12,70
MV13	B	B	B	B	B
MV38	Sec	Sec	Sec	Sec	Sec
MV14	10,62	10,43	10,47	10,40	10,27
MV15N	10,58	10,48	10,39	10,31	10,19
MV37N	10,66	10,49	10,46	10,37	10,23
MV16	9,16	9,07	9,06	9,06	8,98
MV17	9,14	9,06	9,04	NE	NE
MV18N	9,07	9,00	8,99	9,03	8,96
MV19	9,16	9,09	9,08	9,09	9,02
MV20	9,57	9,47	9,45	9,45	9,37
MV21	9,56	9,47	9,44	9,45	9,37
MV39	15,67	15,50	15,49	NE	NE
MV40	11,72	11,56	11,53	11,37	NE
MV41	9,27	9,16	9,13	8,70	7,30

Tableau B-3. Hauteurs de la colonne hydraulique—New Annan (1987-1989)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Hauteur au sommet du tuyau (m)	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)				
			5 juin 1987	30 juin 1987	30 juil. 1987	24 août 1987	11 mai 1988
NA1A	10,97	29,74	18,97	18,95	18,84	18,78	21,09
NA1B	12,15	29,73	18,62	18,60	18,49	18,43	20,76
NA2C	13,10	27,34	14,91	14,97	14,51	14,59	16,67
NA3	12,20	21,66	10,32	10,70	9,86	10,30	NE
NA4A	9,14	19,59	10,89	11,11	10,47	10,75	NE
NA4B	12,20	19,63	10,35	10,73	9,92	10,23	NE
NA5A	8,53	18,56	11,19	11,21	10,78	10,99	NE
NA5B	13,11	18,61	10,87	11,13	10,45	10,63	NE

NE = Non enregistré.

Tableau B-3. (suite)

Piéz. n°	Hauteurs de la colonne hydraulique (m)					
	19 mai 1988	25 mai 1988	1 <sup>er</sup> juin 1988	19 juin 1988	4 juil. 1988	10 juil. 1988
NA1A	20,60	20,34	20,08	19,31	19,08	19,05
NA1B	20,28	20,02	19,75	18,97	18,74	18,70
NA2C	16,34	14,63	15,22	15,44	15,19	15,11
NA3	11,66	11,00	10,80	10,78	10,20	10,54
NA4A	12,23	11,76	11,51	11,26	10,94	11,03
NA4B	11,77	11,16	11,00	10,93	10,40	10,69
NA5A	12,34	11,97	11,67	11,29	11,20	11,07
NA5B	12,16	11,61	11,39	11,21	10,86	10,99

Tableau B-4. Conductivités hydrauliques (m/s) déterminées lors des essais de puits avec les piézomètres peu profonds—Augustine Cove

Piéz. n°	Méthode d'analyse						
	Hvorslev (1951)					Moyenne géométrique	Cooper et coll. (1967)
	Essai n° 1	Essai n° 2	Essai n° 3	Essai n° 4			
AC1	3,3E-6 <sup>1</sup>	3,3E-6	-	-		3,3E-6	9,8E-6 <sup>1</sup>
AC2	5,2E-5 <sup>1</sup>	3,2E-5	-	-		4,1E-5	8,9E-5 <sup>1</sup>
AC25	-	-	-	-		-	-
AC3	5,3E-6 <sup>1</sup>	4,7E-6	5,7E-6	-		5,2E-6	1,5E-5 <sup>1</sup>
AC4	2,8E-5 <sup>1</sup>	2,8E-4	4,4E-5	-		7,0E-5	2,2E-5 <sup>1</sup>
AC34	-	-	-	-		-	-
AC5	9,3E-5 <sup>1</sup>	8,9E-5	7,6E-5	8,5E-5		8,6E-5	8,0E-5 <sup>1</sup>
AC6	-	-	-	-		-	-
AC35	-	-	-	-		-	-
AC7	6,0E-4	3,6E-4	-	-		4,6E-4	-
AC8	-	-	-	-		-	-
AC36	-	-	-	-		-	-
AC9	3,0E-5	-	-	-		3,0E-5	-
AC10	-	-	-	-		-	-
AC30	2,4E-6	-	-	-		2,4E-6	6,4E-6
AC22	1,2E-5	-	-	-		1,2E-5	-
AC23	-	-	-	-		-	-
AC24	-	-	-	-		-	-
AC26	-	-	-	-		-	-
AC27	1,4E-4 <sup>1</sup>	1,1E-4	1,4E-4	-		1,3E-4	3,2E-4 <sup>1</sup>
AC28	1,9E-4 <sup>1</sup>	2,4E-4	2,8E-4	-		2,3E-4	-
AC29	-	-	-	-		-	-
AC31	3,3E-5	-	-	-		3,3E-5	-
AC32	7,0E-6	-	-	-		7,0E-6	-
AC33	-	-	-	-		-	-
Moyenne géométrique						2,9E-5	3,3E-5

<sup>1</sup>Données datant de 1986 (Fridde et coll. 1987).

**Tableau B-5. Conductivités hydrauliques (m/s) déterminées lors des essais de puits avec les piézomètres peu profonds—Mill Valley**

Méthode d'analyse Hvorslev (1951)						
Piéz n°	Essai n° 1	Essai n° 2	Essai n° 3	Essai n° 4	Essai n° 5	Moyenne géométrique
MV12	4,5E-5	6,3E-5	-	-	-	5,3E-5
MV13	-	-	-	-	-	-
MV38	-	-	-	-	-	-
MV14	5,2E-5	1,5E-4	6,1E-5	8,0E-5	-	7,8E-5
MV15N	-	-	-	-	-	-
MV37N	-	-	-	-	-	-
MV16	1,1E-4	2,3E-4	2,0E-4	3,0E-4	2,0E-4	2,0E-4
MV17	1,0E-3	-	-	-	-	1,0E-3
MV18N	-	-	-	-	-	-
MV19	3,3E-4	-	-	-	-	3,3E-4
MV20	3,0E-4	-	-	-	-	3,0E-4
MV21	3,3E-4	-	-	-	-	3,3E-4
MV39	2,4E-4	2,6E-4	2,6E-4	2,6E-4	2,3E-4	2,5E-4
Moyenne géométrique						2,2E-4

**Tableau B-6. Conductivités hydrauliques déterminées lors des essais de puits avec les piézomètres peu profonds—New Annan**

Piéz. n°	Conductivité hydraulique*
NA1A	3,1E-5
NA1B	4,5E-6
NA2A	8,7E-6
NA3	2,3E-6
NA4A	2,1E-6
NA4B	3,1E-7
NA5A	1,2E-5
NA5B	1,5E-7
Moyenne géométrique	2,8E-6

\*Méthode d'analyse : Hvorslev (1951).

**Annexe C**  
**Résultats géochimiques obtenus sur le terrain**

Tableau C-1. Résultats géochimiques—Augustine Cove

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1985				Sept. 1985	
		pH	E <sub>H</sub> (mV)	O.D. (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
AC1	18,80	8,0	660	8,0	9,2	22,0	<1,0
AC2	12,70	7,2	690	9,8	9,2	14,0	18,0
AC3	16,70	7,9	470	8,9	4,3	15,0	36,0
AC4	12,70	7,5	470	9,0	7,6	2,8	104,0
AC5	9,60	6,8	200	0,3	<0,2	<0,2	122,0
AC6	6,60	6,3	540	2,8	14,0	5,0	31,0
AC7	6,60	6,4	490	9,0	12,0	11,0	91,0
AC8	3,60	5,9	500	9,0	13,0	NE	NE
AC9	5,10	NE	NE	NE	14,0	12,0	109,0
AC10	3,60	NE	NE	NE	16,0	NE	NE

NE = Non enregistré.  
ND = non détectable.

Tableau C-1. (suite)

Résultats géochimiques (in situ)							
Sept. 1986							
Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	pH	E <sub>H</sub> (mV)	C.S. (μS)	O.D. (mg/L)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
AC1	18,80	7,6	430	320	8,7	0,3	104
AC2	12,70	7,0	490	256	9,2	0,2	70
AC25	8,51	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC3	16,70	8,2	390	250	7,8	0,2	109
AC4	12,70	7,0	430	284	8,7	0,1	101
AC34	10,20	7,0	430	330	8,1	0,1	101
AC5	9,60	6,9	140	240	0,2	ND	120
AC6	6,60	6,4	420	310	5,7	0,1	49
AC35	3,50	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC7	6,60	5,6	480	280	NE	ND	50
AC8	3,60	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC36	2,90	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC9	5,10	6,6	480	45	NE	NE	94
AC10	3,60	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC30	10,50	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC22	16,90	7,3	380	NE	NE	NE	NE
AC23	9,10	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC24	5,60	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC26	10,00	7,0	440	420	NE	NE	NE
AC27	9,50	6,8	130	410	0,3	0,2	207
AC28	6,60	6,3	330	382	0,4	NE	124
AC29	2,20	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC31	10,60	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC32	6,50	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC33	2,30	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Tableau C-1: (suite)

Résultats géochimiques (analyse en lab.)										
Sept. 1986										
Piez. n°	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg/L	C.O.D. mg/L	Fe <sup>2+</sup> mg/L	Ca <sup>2+</sup> mg/L	Mg <sup>2+</sup> mg/L	Na <sup>+</sup> mg/L	K <sup>+</sup> mg/L	SiO <sub>2</sub> mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	Cl <sup>-</sup> mg/L
AC1	8,4	1,1	NE	37,0	5,6	16,9	0,96	NE	13,8	14,3
AC2	8,1	0,5	NE	36,0	3,7	6,9	0,84	NE	12,3	14,2
AC25	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC3	1,9	1,1	NE	28,0	9,1	5,8	0,87	NE	7,0	10,4
AC4	7,6	0,8	NE	43,0	4,9	7,6	0,79	NE	15,3	14,2
AC34	8,4	1,0	NE	45,0	4,1	7,6	0,81	NE	16,4	14,6
AC5	0,05	8,7	NE	36,0	3,7	5,9	0,36	NE	0,6	10,6
AC6	8,4	1,0	NE	35,0	4,5	9,8	0,93	NE	20,0	17,7
AC35	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC7	8,0	0,6	NE	36,0	3,5	0,5	0,98	NE	17,2	17,1
AC8	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC36	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC9	13,6	0,9	NE	66,0	4,3	9,4	1,10	NE	25,2	24,6
AC10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC30	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC22	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC23	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC24	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC26	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC27	0,04	8,0	NE	61,0	7,9	8,0	0,44	NE	3,0	15,1
AC28	1,2	1,9	NE	52,0	5,6	14,2	0,65	NE	35,8	28,5
AC29	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC31	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC32	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC33	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Tableau C-1. (suite)

Résultats géochimiques (in situ)							
Juin/Juil. 1987							
Piéz. n°	pH	E <sub>H</sub> (mV)	C.S. (μS)	Temp. (°C)	O.D. (mg/L)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
AC1	8,0	380	300	7	NE	ND	107
AC2	6,9	690	250	7	10,0	ND	60
AC25	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC3	8,2	510	230	13	8,0	0,1	117
AC4	7,1	550	280	7	10,0	0,4	96
AC34	7,3	540	380	10	10,0	0,2	143
AC5	6,9	150	240	8	0,5	0,6	123
AC6	6,3	560	280	11	9,0	0,5	45
AC35	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC7	6,6	510	310	14	8,0	0,1	76
AC8	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC36	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC9	7,5	470	490	14	6,0	0,3	151
AC10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC30	6,8	160	450	12	0,4	NE	265
AC22	7,2	470	290	12	10,0	ND	95
AC23	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC24	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC26	6,7	530	350	12	NE	ND	NE
AC27	6,8	150	450	15	0,4	NE	242
AC28	6,4	320	400	13	0,6	NE	124
AC29	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC31	7,2	120	370	16	0,6	NE	192
AC32	6,1	340	250	15	0,8	0,4	90
AC33	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Tableau C-1. (suite)

Résultats géochimiques (analyse en lab.)											
Juin/Juil. 1987											
Piéç. n°	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg/L	C.O.D. mg/L	Fe <sup>2+</sup> mg/L	Ca <sup>2+</sup> mg/L	Mg <sup>2+</sup> mg/L	Na <sup>+</sup> mg/L	K <sup>+</sup> mg/L	SiO <sub>2</sub> mg/L	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	Cl <sup>-</sup> mg/L	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg/L
AC1	11,0	0,0	0,0	38,5	5,3	12,8	0,99	9,8	11,5	16,6	11,8
AC2	11,0	0,0	0,0	33,5	3,7	6,9	0,84	9,8	11,4	17,4	12,0
AC25	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC3	1,7	0,0	0,0	27,5	9,1	6,1	0,89	14,0	6,6	10,7	4,0
AC4	10,0	0,0	0,0	41,0	4,0	7,8	0,73	10,3	14,7	16,6	13,4
AC34	11,0	0,0	0,0	57,0	3,2	10,1	0,69	10,7	19,0	14,8	12,2
AC5	0,0	8,8	7,6	35,9	3,7	6,1	0,34	14,1	0,0	10,5	0,2
AC6	12,0	0,0	0,0	29,7	4,9	10,0	1,10	11,8	21,8	18,1	9,8
AC35	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC7	10,0	0,0	0,0	38,9	3,9	8,1	0,86	11,1	17,2	17,0	11,4
AC8	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	11,4
AC36	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC9	13,0	0,0	0,0	68,7	4,7	9,0	0,94	14,6	22,8	23,1	10,6
AC10	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	9,8
AC30	0,0	11,0	11,0	60,0	8,4	10,9	0,67	18,2	0,0	12,0	<0,2
AC22	9,0	0,0	0,0	45,0	2,5	9,2	0,62	10,7	14,3	17,0	12,8
AC23	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC24	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC26	10,0	0,0	0,0	43,0	3,0	6,9	0,68	8,6	16,3	15,5	9,0
AC27	0,0	6,3	9,9	61,0	7,7	8,1	0,44	16,3	3,1	15,8	1,6
AC28	1,8	1,7	1,2	54,0	5,4	11,5	0,48	13,3	29,0	24,4	2,2
AC29	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
AC31	0,0	5,3	6,3	46,0	5,8	8,5	0,50	16,3	1,5	10,2	0,1
AC32	0,0	6,2	1,0	26,3	2,7	11,4	1,10	16,1	18,4	12,0	1,0
AC33	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	2,2

Tableau C-2. Résultats géochimiques—Mill Valley

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1985			Sept. 1985	
		pH	E <sub>H</sub> (mV)	O.D. (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
MV12	18,80	NE	NE	3,5	4,3	65
MV13	12,70	7,8	470	7,6	7,0	113
MV14	18,80	NE	NE	5,4	6,0	77
MV15	12,28	NE	NE	5,2	3,9	82
MV16	9,60	8,1	470	5,2	5,4	76
MV17	5,60	7,9	470	5,4	4,3	75
MV18	4,45	NE	NE	NE	<0,2	490
MV19	9,60	NE	NE	7,0	7,0	88
MV20	9,60	8,1	470	1,6	2,3	84
MV21	5,00	7,9	570	6,4	NE	NE
Source	-	NE	NE	NE	8,0	70

NE - Non enregistré.

Tableau C-2. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juin 1987					Mai 1988	
		pH	E <sub>H</sub> (mV)	C.S. (µS)	O.D. (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)
MV12	18,80	7,8	490	280	10,0	4,7	90	5,0
MV13	12,70	7,6	460	410	10,0	7,0	151	NE
MV38	9,90	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
MV14	18,80	8,0	490	280	10,0	6,1	NE	7,0
MV15N	12,30	NE	NE	NE	NE	NE	NE	7,4
MV37N	9,90	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
MV16	9,60	8,0	500	280	10,0	5,6	NE	NE
MV17	5,60	7,3	520	250	9,0	12,0	NE	13,8
MV18N	4,50	NE	NE	NE	NE	NE	NE	13,2
MV19	3,60	7,8	550	290	9,0	6,9	112	12,1
MV20	9,60	8,0	490	230	9,0	2,9	112	5,2
MV21	5,00	7,5	560	280	10,0	6,6	115	9,6
MV39	13,20	7,8	530	310	10,0	6,6	123	NE
Source	-	7,2	540	270	NE	NE	NE	NE

Tableau C-3. Résultats géochimiques—New Annan

Piéz. n°	Sept. 1986	Juil. 1987					Mai 1988
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	pH	E <sub>H</sub> (mV)	C.S. (µS)	O.D. (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)
NA1A	15,0	7,7	470	500	8,0	121	30,0
NA1B	13,0	7,9	480	430	9,0	116	17,5
NA2A	16,0	7,8	400	320	0,5	161	0,4
NA2B	NE	7,9	480	340	9,0	118	13,8
NA2C	NE	7,8	490	410	9,0	118	29,0
NA3	4,4	7,5	510	900	7,0	283	5,4
NA4A	6,8	NE	NE	NE	NE	NE	13,6
NA4B	7,4	7,3	510	650	6,0	268	14,4
NA4C	NE	7,8	490	330	8,0	133	NE
NA5A	14,0	6,8	530	730	5,0	322	23,5
NA5B	14,0	7,4	510	520	7,0	201	22,5

NE - Non enregistré.

Tableau C-4. Concentrations d'aldicarbe total et rapports ASO/Aldicarb total—Augustine Cove

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1985		Sept. 1985	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarb total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarb total
AC1	18,80	0,8	0,60	0,9	0,60
AC2	12,70	3,6	0,42	1,0	0,60
AC3	16,70	1,0	0,70	ND	-
AC4	12,70	4,0	0,60	0,2	0,50
AC5	9,60	3,0	0,47	ND	-
AC6	6,60	12,0	0,73	3,9	0,69
AC7	6,60	10,8	0,69	5,9	0,75
AC8	3,60	7,6	0,70	12,3	0,70
AC9	5,10	14,2	0,68	NÉ	NÉ
AC10	3,60	16,4	0,70	NÉ	NÉ

ND - Non décelable.

NÉ - Non échantillonné.

Tableau C-4. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Sept. 1986			
		Sulfoxyde d'aldicarbe (µg/L)	Sulfone d'aldicarbe (µg/L)	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarb total
AC1	18,80	0,1	0,3	0,4	0,80
AC2	12,70	0,3	0,4	0,7	0,60
AC25	8,51	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC3	16,70	ND	ND	ND	-
AC4	12,70	1,1	2,5	3,6	0,69
AC34	10,20	1,3	2,9	4,2	0,69
AC5	9,60	ND	ND	ND	-
AC6	6,60	1,6	5,5	7,1	0,77
AC35	3,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC7	6,60	1,0	3,7	4,7	0,79
AC8	3,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC36	2,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC9	5,10	3,4	9,4	12,8	0,73
AC10	3,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC30	10,50	ND	0,1	0,1	1,00
AC22	16,90	ND	0,1	0,1	1,00
AC23	9,10	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC24	5,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC26	10,00	1,2	3,1	4,3	0,72
AC27	9,50	ND	ND	ND	-
AC28	6,60	ND	1,0	1,0	1,00
AC29	2,20	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC31	10,60	ND	ND	ND	-
AC32	6,50	ND	ND	ND	-
AC33	2,30	ND	ND	ND	-

Tableau C-4. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juin/Juil. 1987		Août 1987	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/ aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/ aldicarbe total
AC1	18,80	0,4	0,75	0,4	0,80
AC2	12,70	0,5	0,60	0,4	0,80
AC25	8,51	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC3	16,70	0,1	1,00	0,1	1,00
AC4	12,70	3,1	0,81	1,4	0,64
AC34	10,20	2,6	0,69	1,7	0,59
AC5	9,60	ND	-	0,3	1,00
AC6	6,60	6,9	0,75	7,1	0,76
AC35	3,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC7	6,60	3,7	1,00	4,8	0,75
AC8	3,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC36	2,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC9	5,10	5,0	0,72	12,8	0,71
AC10	3,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC30	10,50	1,3	1,00	ND	-
AC22	16,90	0,2	1,0	ND	-
AC23	9,10	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC24	5,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC26	10,00	4,5	0,80	NÉ	NÉ
AC27	9,50	0,6	0,33	0,4	1,00
AC28	6,60	0,9	1,00	0,5	1,00
AC29	2,20	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC31	10,60	0,2	1,00	ND	-
AC32	6,50	ND	-	ND	-
AC33	2,30	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ

Tableau C-4. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	5 mai 1988		30 mai 1988	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/ Aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/ Aldicarbe total
AC1	18,80	0,6	1,00	NÉ	NÉ
AC2	12,70	0,9	0,20	NÉ	NÉ
AC25	8,51	ND	-	NÉ	NÉ
AC3	16,70	0,3	0,70	ND	-
AC4	12,70	4,8	0,69	4,3	0,65
AC34	10,20	6,3	0,68	5,4	0,66
AC5	9,60	ND	-	ND	-
AC6	6,60	10,4	0,76	10,2	0,74
AC35	3,50	10,1	0,73	NÉ	NÉ
AC7	6,60	3,7	0,67	6,2	0,69
AC8	3,60	3,2	0,69	5,6	0,62
AC36	2,90	2,5	0,68	NÉ	NÉ
AC9	5,10	9,8	0,76	9,5	0,72
AC10	3,60	9,7	0,74	9,2	0,69
AC30	10,50	ND	-	ND	-
AC22	16,90	0,1	1,0	NÉ	NÉ
AC23	9,10	ND	-	NÉ	NÉ
AC24	5,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC26	10,00	2,6	0,69	NÉ	NÉ
AC27	9,50	ND	-	NÉ	NÉ
AC28	6,60	0,5	0,80	NÉ	NÉ
AC29	2,20	0,1	0,00	ND	-
AC31	10,60	ND	-	NÉ	NÉ
AC32	6,50	ND	-	NÉ	NÉ
AC33	2,30	ND	-	ND	-

Tableau C-4. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Mai 1989			
		Sulfoxyde d'aldicarbe (µg/L)	Sulfone d'aldicarbe (µg/L)	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarbe total
DAC1-1	33,42	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
DAC1-2	28,54	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
DAC1-3	26,07	ND	ND	ND	-
DAC1-4	21,70	ND	ND	ND	-
DAC1-5	15,64	0,6	1,0	1,6	0,60
DAC2-1	25,43	ND	ND	ND	-
DAC2-2	22,23	0,1	0,2	0,3	0,70
DAC2-3	16,82	0,4	0,8	1,2	0,70
DAC2-4	13,14	0,3	0,9	1,2	0,80
DAC3-1	26,19	ND	ND	ND	-
DAC3-2	22,99	ND	ND	ND	-
DAC3-3	18,90	ND	ND	ND	-
DAC3-4	9,22	ND	ND	ND	-

\*Piézomètres multiveaux

msss - Mètres sous la surface du sol.

Tableau C-4. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1989			
		Sulfoxyde d'aldicarbe (µg/L)	Sulfone d'aldicarbe (µg/L)	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarbe total
AC1	18,80	ND	ND	ND	-
AC2	12,70	ND	0,2	0,2	1,00
AC25	8,51	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC3	16,70	ND	ND	ND	-
AC4	12,70	0,4	2,2	2,6	0,84
AC34	10,20	0,8	2,0	2,8	0,71
AC5	9,60	ND	2,6	2,6	1,00
AC6	6,60	1,6	5,6	6,6	0,84
AC35	3,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC7	6,60	0,7	3,8	4,5	0,83
AC8	3,60	0,2	2,8	3,0	0,91
AC36	2,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC9	5,10	0,7	3,1	3,8	0,81
AC10	3,60	ND	2,4	2,4	1,00
AC30	10,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC22	16,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC23	9,10	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC24	5,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC26	10,00	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC27	9,50	NÉ	NÉ	ND	-
AC28	6,60	ND	2,6	2,6	1,00
AC29	2,20	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC31	10,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
AC32	6,50	ND	ND	ND	-
AC33	2,30	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ

Tableau C-5. Concentrations d'aldicarbe total et rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total—Mill Valley

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1985		Sept. 1985	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
MV12	18,80	ND	-	ND	-
MV13	12,70	0,5	0,40	0,3	0,30
MV14	18,80	ND	-	0,8	1,00
MV15	12,30	0,3	1,00	0,3	0,30
MV16	9,60	ND	-	ND	-
MV17	5,60	ND	-	NÉ	NÉ
MV18	4,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV19	9,60	ND	-	ND	ND
MV20	9,60	ND	-	ND	-
MV21	5,00	ND	-	ND	-
Source		4,7	0,40	4,6	0,43

ND - Non décelable.

NÉ - Non échantillonné.

Tableau C-5. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Sept. 1986			
		Sulfoxyde d'aldicarbe (µg/L)	Sulfone d'aldicarbe (µg/L)	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/aldicarbe total
MV12	18,80	ND	ND	ND	-
MV13	12,70	ND	0,1	0,1	1,00
MV38	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV14	18,80	ND	ND	ND	-
MV15N	12,30	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV37N	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV16	9,60	ND	0,1	0,1	1,00
MV17	5,60	0,5	0,6	1,1	0,60
MV18N	4,50	ND	0,2	0,2	1,00
MV19	9,60	0,4	0,5	0,9	0,60
MV20	9,60	ND	ND	ND	-
MV21	5,00	ND	0,1	0,1	1,00
MV39	13,20	ND	ND	ND	-

Tableau C-5. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juin/Juil. 1987		Août 1987	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
MV12	18,80	ND	-	ND	-
MV13	12,70	0,9	0,00	NÉ	NÉ
MV38	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV14	18,80	3,7	0,54	0,3	0,30
MV15N	12,30	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV37N	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV16	9,60	0,3	0,70	0,2	0,50
MV17	5,60	7,7	0,57	0,7	0,60
MV18N	4,50	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV19	9,60	ND	-	ND	-
MV20	9,60	0,2	1,00	ND	-
MV21	5,00	0,9	0,80	0,3	0,70
MV39	13,20	0,2	0,50	0,4	0,50
Source	-	4,8	0,48	3,4	0,41

Tableau C-5. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	5 mai 1988		30 mai 1988	
		Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
MV12	18,80	ND	-	NÉ	NÉ
MV13	12,70	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV38	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV14	18,80	0,1	1,00	NÉ	NÉ
MV15N	12,30	0,7	0,60	0,7	0,70
MV37N	9,90	1,8	0,60	1,9	0,60
MV16	9,60	8,0	0,47	6,8	0,50
MV17	5,60	9,6	0,48	9,0	0,46
MV18N	4,50	6,1	0,56	4,2	0,53
MV19	9,60	ND	-	ND	-
MV20	9,60	0,9	0,70	0,6	0,70
MV21	5,00	2,1	0,60	1,9	0,60
MV39	13,20	2,0	0,50	NÉ	NÉ
MV40	12,90	1,7	0,50	NÉ	NÉ
MV41	6,10	8,0	0,46	9,4	0,46
Source	-	10,2	0,47	9,4	0,47

Tableau C-5. (suite)

Piéz. n°	Profondeur à mi-hauteur du filtre (m)	Juil. 1989			
		Sulfoxyde d'aldicarbe (µg/L)	Sulfone d'aldicarbe (µg/L)	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/ Aldicarbe total
MV12	18,80	ND	ND	ND	-
MV13	12,70	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV38	9,90	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV14	18,80	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV15N	12,30	0,4	0,7	1,1	0,63
MV37N	9,90	0,4	0,5	0,9	0,54
MV16	9,60	0,7	0,8	1,5	0,51
MV17	5,60	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV18N	4,50	1,0	1,3	2,3	0,55
MV19	9,60	1,0	1,2	2,2	0,52
MV20	9,60	0,2	0,4	0,6	0,66
MV21	5,00	0,6	1,1	1,8	0,64
MV39	13,20	NÉ	NÉ	NÉ	NÉ
MV40	12,90	1,0	1,9	2,9	0,63
MV41	6,10	2,4	2,4	4,8	0,50
Source	13,20	2,9	2,7	5,6	0,46

Tableau C-6. Concentrations d'aldicarbe total et rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total—New Annan

Piéz. n°	Sept. 1986		Juil. 1987		Mai 1988	
	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
NA1A	0,6	0,32	1,5	0,45	2,5	0,54
NA1B	0,5	0,40	0,7	0,13	0,6	0,16
NA2A	2,0	0,43	ND	-	ND	-
NA2B	0,7	0,27	1,1	0,44	1,4	0,55
NA2C	0,4	0,50	1,4	0,63	3,1	0,60
NA3	ND	-	0,1	1,00	0,4	0,50
NA4A	0,5	0,60	NÉ	NÉ	1,7	0,51
NA4B	1,3	0,62	1,5	0,45	1,9	0,51
NA4C	ND	-	ND	-	NÉ	NÉ
NA5A	3,7	0,55	5,9	0,54	4,3	0,59
NA5B	1,5	0,51	3,7	0,55	3,0	0,58

ND - Non décelable.

NÉ - Non échantillonné.

Tableau C-7. Extractions de l'aldicarbe à partir d'échantillons de sol prélevés sur le site d'Augustine Cove (Sept.-Oct. 1988)

Échantillon n°	Rapport sous la couche (m)	Aldicarbe total (µg/kg)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
DRY1-1	0,0 - 1,0	ND	-
DRY1-2	1,0 - 2,0	ND	-
DRY1-3	2,0 - 3,0	ND	-
DRY1-4	4,5	1,0	0,80
DRY1-5	8,0	1,0	0,70
DRY2-1	0,0 - 1,0	0,5	1,00
DRY2-2	1,0 - 2,0	ND	-
DRY2-3	2,0 - 3,0	ND	-
DRY3-1	0,0 - 1,0	ND	-

ND = Non décelable.

Méthode d'analyse :

- les sols sont gardés au frais jusqu'à l'analyse.
- on mélange 25 g de sol avec 20 mL d'eau distillée dans un flacon de 40 mL.
- les échantillons sont agités pendant 20 h.
- les échantillons sont centrifugés à 1500 t/min pendant 20 min.
- on soutire le surnageant au moyen d'une seringue et on le filtre (0,45 µm).
- les échantillons sont analysés par CLHP après concentration directe sur pré-colonne.

Tableau C-8. Variation à court terme des concentrations d'aldicarbe total et des rapports ASO<sub>2</sub>/Aldicarbe total (Augustine Cove, Mai 1988)

Piézomètre : AC4			Piézomètre : AC6		
Date	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Date	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
Mai 5	4,8	0,67	Mai 6	10,4	0,75
Mai 11	5,1	0,65	Mai 11	9,2	0,71
Mai 17	5,1	0,65	Mai 13	9,3	0,72
Mai 18	4,2	0,63	Mai 17	10,2	0,72
Mai 19	4,1	0,64	Mai 18	9,4	0,72
Mai 20	4,2	0,60	Mai 19	8,7	0,72
Mai 25	3,9	0,62	Mai 20	9,3	0,71
Mai 26	4,1	0,64	Mai 25	8,9	0,70
Mai 30	4,3	0,63	Mai 26	9,6	0,70
			Mai 30	10,2	0,72
Écart type moyen	4,4	0,64	Écart type moyen	9,5	0,72
Écart type relatif	0,4	0,02	Écart type relatif	0,5	0,01
Écart type	9,1%	3,1%	Écart type	5,3%	1,4%

Piézomètre : AC7			Piézomètre : AC9		
Date	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total	Date	Aldicarbe total (µg/L)	Rapport Sulfone/Aldicarbe total
Mai 6	3,7	0,66	Mai 09	9,8	0,74
Mai 11	3,7	0,63	Mai 11	11,0	0,71
Mai 13	4,3	0,63	Mai 13	9,8	0,72
Mai 17	5,3	0,66	Mai 17	10,3	0,71
Mai 18	5,4	0,65	Mai 18	9,7	0,72
Mai 19	3,8	0,64	Mai 19	9,5	0,71
Mai 20	5,2	0,64	Mai 20	9,0	0,71
Mai 25	5,8	0,64	Mai 25	10,1	0,72
Mai 30	6,2	0,68	Mai 26	9,2	0,70
			Mai 30	9,5	0,72
Écart type moyen	4,8	0,65	Écart type moyen	9,8	0,72
Écart type relatif	0,9	0,01	Écart type relatif	0,5	0,01
Écart type	18,8%	1,5%	Écart type	5,1%	1,4%

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2819 3

